



UNLP

# **Estudio de microplásticos en la columna de agua, sedimento intermareal y biota residente en la costa del estuario del Río de la Plata (Franja Costera Sur)**

**Lic. Rocío Soledad Pazos**

**Directora: Dra. Nora Gómez**

**Trabajo de tesis para optar por el título de Doctora en Ciencias Naturales  
2021**

## Agradecimientos

Esta tesis es resultado del apoyo y colaboración de muchas personas que me han acompañado en estos años.

Quiero agradecer a Nora, mi directora, por su guía en este camino de aprendizaje en la ciencia durante estos años, por el tiempo y la dedicación, por las oportunidades brindadas y por la confianza depositada sobre mí.

A Joaco, porque siempre estuviste dispuesto a ayudarme, con paciencia, y por el apoyo y el aliento. A Belu, que también me ayudaste mucho a llevar adelante la tesis, con muy buena onda y predisposición, y especialmente desde el principio. A Mechi y Santi, por las charlas de absolutamente todo y por el aguante y compañía del día a día. Y a todo el grupo por todas las cosas compartidas: mates, encuentros, salidas, fiestas, viajes, etc., haciendo que los días en el laboratorio sean mucho más lindos y que hacer ciencia sea más divertido. A Deli por poner todas las ganas y estar dispuesta a dar una mano siempre. A todo el Laboratorio de Bentos por recibirme siempre con tan buena onda y hacerme sentir cómoda para que pueda ver las muestras ahí. A Mari y Bian, con quienes compartí muchas horas de lupa. A Pau por las visitas, mates y encuentros compartidos.

A Palito por ponerle siempre toda la garra y buena onda en cada muestreo compartido. A Darío, Ari, Lolo, Pacha y Jime por los aportes y los trabajos en colaboración. A Maxi por ayudarme a poner a punto las metodologías y a Gus por ayudarme con las unidades de muestreo.

A todas las personas que forman parte del ILPLA, al grupo de becarios/as, porque siempre me han preguntado cómo venían mis cosas y se han interesado en el tema, además de hacerme llegar notas, papers sobre microplásticos acordándose de mí. Gracias!

A Javier por los análisis de espectroscopía infrarroja y la buena predisposición.

A mi mamá Beatriz y mi papá Ruy por ser mis pilares, por acompañarme en cada paso, escucharme, contenerme y apoyarme de forma incondicional siempre en todo, por facilitarme las cosas y alivianarme los caminos; a ellos GRACIAS INFINITAS. A mi hermano Lucas, mi otro pilar, por siempre estar presente para mí, apoyándome, preguntándome

cómo venía y por ser mi hermano mayor. A Jore y mi sobrina Emi, por su amor, por alegrarme las tardes con videollamadas y juegos.

A mi tío Fer y los mellis Facu y Vicky por siempre alentarme, apoyarme y preocuparse por mí.

A mi abuela Coca, que me acompañó desde siempre y que sé que estaría muy orgullosa y feliz en este momento.

A mi tío Javier, mis tías Liliana, Norma, mi primo Leo y primas Ceci, Mari y Diana por estar pendientes de la tesis e interesarse en lo que hago, por su apoyo a la distancia gracias!

A Ale, mi compañero de vida, gracias por todo el apoyo, por el aguante, por escucharme, por las charlas, por tranquilizarme, por hacer más felices mis días, por las palabras de aliento y por confiar más en mí, que yo misma.

A la banda querida (Ana, Juli, Pau, Naty, Santi, Guido, Lautu, Tincho y el Dari), mis amigos y amigas de toda la vida, por su amistad, porque siempre se han alegrado por cada uno de mis pasos en este camino, por acompañarme, por estar pendientes de mis cosas y por demostrármelo siempre!

A Andre, Maru y Ailu por las charlas, mates, meriendas, cenas, juntadas que tanto bien hacen, y tantas otras cosas compartidas! Por las palabras justas, por su apoyo y por su hermosa amistad!

A todo el grupo de amigos y amigas de la facu que son muchos (Lau, Flor, Luchi, Vicky, Euge, Ger, Adri, Pancho, Aimé, Valen, Cami, San, Eva y Villa), con quienes compartimos muchas cosas en estos años, y que hacen que transitar este camino sea mucho más lindo y divertido.

A Sofi y Estefi porque a pesar de colgarnos y las distancias, nuestra amistad sigue y siempre estamos pendientes una de la otra!

A los jurados, por su tiempo dedicado y por los aportes y sugerencias que enriquecieron la tesis e hicieron que sea una mejor versión.

A la educación pública, que fue mi formación desde el jardín de infantes hasta la universidad. A la Universidad Nacional de La Plata y la Facultad de Ciencias Naturales y Museo por la formación de grado y posgrado. Al CONICET que otorgó la beca para poder

vivir realizando un doctorado y por los subsidios otorgados para llevar adelante las experiencias del presente trabajo de tesis. A las políticas de estado que permitieron y siguen permitiendo que esto sea posible.

Esta tesis se realizó en el Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA).

# ÍNDICE

---

<b>Resumen</b> .....	1
<b>Abstract</b> .....	5
<b>Capítulo 1: Introducción, objetivos e hipótesis</b> .....	9
1.1 Introducción.....	9
¿Qué es el plástico? .....	9
Producción y desechos plásticos.....	12
Microplásticos: definición.....	13
Microplásticos y contaminantes asociados.....	16
Interacciones de los MPs con los organismos.....	16
MPs presentes en diversos ambientes.....	18
Estuarios y MPs.....	20
Antecedentes del tema en Argentina.....	21
1.2 Objetivos e Hipótesis.....	23
<b>Capítulo 2: Área de estudio y metodologías</b> .....	28
2.1 Estuario del Río de la Plata.....	28
Patrones de circulación de vientos en el estuario.....	30
Régimen de mareas.....	31
Importancia del estuario del Río de la Plata e impactos que recibe.....	31
2.2 Área de estudio.....	33
Fichas descriptivas de los sitios de muestreo.....	36
2.3 Metodologías.....	41
2.3.a Microplásticos en el ambiente.....	41
Microplásticos en agua.....	41
Microplásticos en sedimento intermareal.....	43
2.3.b Identificación de MPs.....	45
Clasificación por tamaño.....	46
Clasificación por tipo.....	46
Clasificación por color.....	48
Composición química.....	48

2.3.c Reporte de unidades.....	50
2.3.d Prevención de contaminación de las muestras que contiene MPs (ambientales y de biota).....	50
2.4 Análisis estadístico.....	51
<b>Capítulo 3: Distribución espacial de microplásticos en agua y su relación con la comunidad planctónica.....</b>	<b>53</b>
3.1.a Introducción.....	53
3.1.b Objetivos.....	54
3.2 Materiales y métodos.....	54
Calidad del hábitat.....	56
Análisis estadístico.....	57
3.3 Resultados.....	57
3.3.a Variables ambientales.....	57
3.3.b Abundancia, tamaño, tipo, color y distribución de microplásticos.....	58
3.3.c Calidad del hábitat vs microplásticos.....	62
3.3.d Comunidad planctónica.....	63
3.3.e Microplásticos vs plancton.....	66
3.4 Discusión.....	66
<b>Capítulo 4: Microplásticos en sedimento intermareal: distribución espacial.....</b>	<b>72</b>
4.1.a Introducción.....	72
4.1.b Objetivos.....	73
4.2 Materiales y métodos.....	73
Calidad del hábitat y fuentes terrestres.....	74
Análisis estadístico.....	75
4.3 Resultados.....	76
4.3.a Variables ambientales.....	76
4.3.b Abundancia, tamaño, tipo, color y distribución de microplásticos.....	76
4.3.c Índices: calidad del hábitat y LBS vs microplásticos.....	83
4.4 Discusión.....	83

<b>Capítulo 5: Variabilidad temporal en la distribución de los microplásticos y sus características químicas</b> .....	89
5.1.a Introducción.....	89
5.1.b Objetivos.....	91
5.2 Materiales y métodos.....	91
Granulometría.....	93
Composición química de los MPs hallados en el sedimento intermareal.....	94
Obtención de espectros.....	95
Interpretación de espectros.....	96
Análisis estadístico.....	96
5.3 Resultados.....	98
5.3.a Distribución temporal de microplásticos en la columna de agua.....	98
5.3.b Distribución temporal de microplásticos en el sedimento intermareal.....	102
5.3.c Relación entre microplásticos en agua y sedimento con las variables ambientales.....	106
Variabilidad en la acumulación de microplásticos en el gradiente S-N.....	110
Granulometría.....	111
5.3.d Composición química de los MPs hallados en el sedimento intermareal.....	112
5.4 Discusión.....	131
<b>Capítulo 6: Estudio de la plastisfera: desarrollo del biofilm y presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal en microplásticos</b> .....	139
6.1.a Introducción.....	139
6.1.b Objetivos.....	140
6.2 Materiales y métodos.....	140
Experiencia colonización.....	140
Análisis estadístico.....	143
Análisis de presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal sobre microplásticos.....	143
6.3 Resultados.....	145
6.3.a Experiencia colonización.....	145

6.3.b Análisis de presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal sobre microplásticos.....	149
6.4 Discusión.....	153
<b>Capítulo 7: Presencia de microplásticos en peces costeros.....</b>	<b>158</b>
7.1.a Introducción.....	158
7.1.b Objetivos.....	159
7.2 Materiales y métodos.....	159
Análisis estadístico.....	161
7.3 Resultados.....	162
7.4 Discusión.....	166
<b>Capítulo 8: Presencia de microplásticos en el mejillón dorado <i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857).....</b>	<b>169</b>
8.1. a Introducción.....	169
8.1. b Objetivos.....	170
8.2 Materiales y métodos.....	170
Análisis estadístico.....	172
8.3 Resultados.....	172
8.4 Discusión.....	176
<b>Capítulo 9: Conclusiones finales.....</b>	<b>180</b>
<b>Publicaciones científicas del trabajo de tesis.....</b>	<b>189</b>
<b>Bibliografía.....</b>	<b>190</b>

## Resumen

La producción masiva y el amplio uso de los productos plásticos, acarrió la consecuencia de la generación de toneladas de desechos una vez que son descartados. Estos restos plásticos ingresan a los ecosistemas naturales y ya que no se degradan (o algunos lo hacen muy lentamente), permanecen allí. Una fracción particular de este tipo de contaminantes, son los microplásticos (MPs), partículas menores a 5 mm, los cuales son considerados contaminantes emergentes, ya que si bien su presencia en el ambiente no es nueva, si lo es aún su detección y el conocimiento de los riesgos que implican.

Su presencia y efectos se han estudiado más ampliamente en los ambientes marinos, sin embargo se sabe que se hallan presentes en una gran diversidad de ecosistemas, entre los que se encuentran los estuarios. Estos brindan numerosos servicios ecosistémicos muchos de los cuales se ven comprometidos por el avance de la urbanización e industrialización en sus márgenes, lo que genera un elevado porcentaje de desechos plásticos de distinto tamaño, entre los que se encuentran los MPs. Esta fracción ha sido considerada particularmente riesgosa por su interacción con la biota. Por lo tanto, estudiar los MPs y reconocer qué factores modulan su distribución y sus consecuencias en los ecosistemas es fundamental para implementar medidas que disminuyan su impacto en el ambiente.

El estuario del Río de la Plata, de importancia socioeconómica para la región, sufre la entrada de diversos contaminantes y el deterioro de su calidad biótica, por lo que resulta de interés estudiar la presencia de los MPs en sus costas. El presente trabajo de tesis doctoral tuvo como **objetivo general analizar la distribución, abundancia y tipos de MPs presentes en tres compartimentos: columna de agua, sedimento intermareal y en integrantes de la biota en el sector costero de agua dulce-mixohalino del estuario del Río de la Plata (Franja Costera Sur)**. El área de estudio comprendió 150 km de la costa, abarcando diez sitios con diferentes usos del suelo. Para alcanzar el objetivo planteado, se propusieron objetivos específicos y se desarrollaron diferentes estrategias de muestreo y metodologías, detalladas a lo largo de los capítulos.

En el capítulo 3 se analizó la cantidad, tipos de MPs en la columna de agua y su distribución espacial a lo largo del sector de agua dulce-mixohalino, y su relación con las características del plancton (tamaño y morfología). También se planteó analizar la

relación de los MPs en el agua y la calidad del hábitat costero, evaluada a través del Índice de Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata). Se realizaron dos muestreos a lo largo de diez sitios, donde se colectaron muestras de agua para analizar tanto MPs como la comunidad planctónica. Los resultados revelaron la **presencia de MPs en todas las muestras analizadas**, siendo **el tamaño predominante entre  $500 \leq 1000 \mu\text{m}$** ; mientras que el tipo de microplástico más comúnmente hallado fueron **las fibras de color azul**. El **poco tratamiento de las aguas residuales, la cercanía a centros urbanos**, junto con otros factores como las **características inherentes de la dinámica del estuario**, como el Frente de Máxima Turbidez, **son factores que se vincularon a las concentraciones más altas de MPs** en las aguas costeras del área de estudio. Además, las mayores abundancias de MPs se relacionaron con los sitios donde la calidad del hábitat costero estuvo más deteriorada, según la evaluación mediante el IHRPlata. Por otro lado los **MPs integraron una comunidad planctónica conformada principalmente por cadenas/filamentos y formas solitarias** y cuyos **tamaños más frecuentes están por debajo de  $500 \mu\text{m}$** , lo que constituye observaciones que advierten sobre la peligrosidad de este contaminante.

En el capítulo 4 se estudió la cantidad, tipos de MPs en el sedimento intermareal y su distribución espacial a lo largo del sector costero de agua dulce-mixohalino. Además, se analizó la relación entre la abundancia de MPs y la calidad del hábitat costero (IHRPlata) y posibles fuentes terrestres de desechos plásticos mediante el índice LBS (land-based sources). Se realizaron dos muestreos abarcando diez sitios y los resultados permitieron comprobar la presencia de MPs en las muestras de sedimento intermareal en todos los sitios analizados, por lo que **este contaminante emergente presenta una amplia y variable distribución en el sector de agua dulce-mixohalino**. El sitio que presentó la mayor abundancia fue un sitio con amplio uso recreativo de la costa y cercano a la ciudad de La Plata, sin embargo en este caso no se encontraron relaciones significativas con la calidad del hábitat y las posibles fuentes terrestres. Si bien la diversidad de tipos de MPs hallados fue mayor que en la columna de agua, evidenciando que existen variadas fuentes de este contaminante; predominaron las fibras, los fragmentos y el color azul, mientras que el tamaño más común de los MPs fue el mismo que el hallado en el agua.

Habiendo analizado la distribución espacial de los MPs en la Franja Costera Sur, se procedió a estudiar cómo las variables ambientales como las precipitaciones, vientos (dirección e intensidad), altura de la marea y la granulometría influyen en los patrones de distribución temporal de los MPs en la columna de agua y en el sedimento intermareal, en el capítulo 5. También se analizó la composición química (tipo de polímero) que compone a los MPs. Se registró mensualmente durante un año la presencia de MPs en un sitio costero (Punta Lara), advirtiéndose que las **principales variables que influyen en su distribución fueron la dirección e intensidad del viento proveniente del NE** (favoreciendo la acumulación en el sedimento) **y NO** (relacionada con una menor abundancia de MPs en la columna de agua) y la composición granulométrica. Por otro lado, los resultados revelaron que los **principales polímeros que componen los MPs son polietileno (PE) y polipropileno (PP)**, los cuales son los más ampliamente utilizados en una gran diversidad de productos.

En cuanto a las interacciones que pueden ocurrir entre los MPs y la biota una vez que ingresan a los ecosistemas acuáticos, se analizó la colonización de los mismos en el capítulo 6. Se realizó un estudio cuyo objetivo fue analizar el biofilm que se desarrolla sobre MPs en condiciones de laboratorio y analizar la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal (*Escherichia coli* y Enterococos) en MPs hallados en el sedimento intermareal en sitios costeros. Mediante la experiencia *ex situ*, se comprobó el **notable desarrollo y diversidad de organismos del biofilm a partir de la segunda semana de colonización**, recubriendo la superficie del microplástico y enmascarando así a este contaminante. Por otra parte, **se confirmó la presencia de bacterias indicadoras fecales en los MPs del sedimento intermareal** en todos los sitios estudiados, siendo **mayor en los MPs hallados en áreas influenciadas por descargas cloacales**.

El otro tipo de interacción que se estudió fue la ingestión de MPs por peces costeros, analizada en el capítulo 7. El objetivo fue estudiar la presencia, abundancia y tipos de MPs en el tracto digestivo de ensambles de peces de distintos hábitos alimentarios en sitios costeros con diferentes usos del suelo del sector de agua dulce del estuario. Se comprobó la **presencia de MPs en todos los ejemplares de peces analizados**, siendo su abundancia **significativamente mayor** en los individuos capturados en el sitio cercano a la **descarga cloacal. La mayor proporción de MPs correspondió a fibras de**

**color azul. No se encontraron relaciones entre la abundancia de MPs y los hábitos alimentarios de los peces.**

Por otra parte, en el capítulo 8 se analizó la **ingestión de MPs** por organismos de otro nivel trófico: **mejillones de la especie *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857)**. Se planteó el objetivo de explorar la presencia, abundancia y tipos de MPs en el tejido blando del mejillón dorado en sitios expuestos a diferentes usos del suelo, en la zona intermareal del sector costero de agua dulce-mixohalino. Asimismo, también se analizó si existe una relación entre el tamaño de los mejillones (largo de la valva) y la abundancia y tamaño de MPs. A pesar de que no se hallaron diferencias significativas entre los sitios, se **observó la tendencia de que los MPs ind<sup>-1</sup> fueron más abundantes en los mejillones que se encuentran cerca de las principales descargas de aguas residuales y en el Frente de Máxima Turbidez**. Además, se observó una relación significativa entre el tamaño de los mejillones y el tamaño de los MPs acumulados en ellos.

Como conclusiones principales que se desprenden de los resultados obtenidos en la presente tesis se puede afirmar que la **Franja Costera Sur del estuario del Río de la Plata, está sufriendo el ingreso y acumulación de MPs en la columna de agua, en el sedimento intermareal y en integrantes de la biota**. La distribución de este contaminante es muy amplia a lo largo de la costa del sector de agua dulce-mixohalino, y los **factores que influyen y modulan la distribución y abundancia son tanto del tipo antrópicos como naturales**, por lo que para su estudio es necesario contemplar ambos. Estos hallazgos, ponen en evidencia la necesidad de profundizar los estudios en esta temática para comprender además los efectos de los MPs en el ecosistema.

## Abstract

The massive production and wide use of plastic products, brought the consequence of the generation of tons of waste once they are discarded. This plastic waste enters natural ecosystems and since it does not degrade (or some do so very slowly), it remains there. A particular fraction of these types of contaminants are microplastics (MPs), particles smaller than 5 mm, which are considered emerging contaminants, since although their presence in the environment is not new, their detection and the knowledge of the risks they imply is still new.

Their presence and effects have been more widely studied in marine environments, however they are known to be present in a wide range of ecosystems, including estuaries. These provide numerous ecosystem services, many of which are threatened by the advance of urbanization and industrialization on their margins, which generates a high percentage of plastic waste of different sizes, including MPs. This fraction is considered particularly risky because of its interaction with biota. Therefore, studying MPs and recognizing which factors modulate their distribution and their consequences on ecosystems is fundamental to implement measures that reduce their impact on the environment.

The Río de la Plata estuary, of socioeconomic importance for the region, suffers from the entry of various pollutants and the deterioration of its biotic quality, which is why it is of interest to study the presence of the MPs on its coasts. **The general objective of this doctoral thesis was to analyze the distribution, abundance and types of MPs present in three compartments: water column, intertidal sediment and in members of the biota in the freshwater-mixohaline coastal sector of the Rio de la Plata estuary (Southern Coastal Fringe).** The study area comprised 150 km of the coast, covering ten sites with different land uses. In order to achieve this objective, specific objectives were proposed and different sampling strategies and methodologies were developed, which are detailed throughout the chapters.

In chapter 3, the quantity, types of MPs in the water column and their spatial distribution along the freshwater-mixohaline sector, and their relationship with the characteristics of the plankton (size and morphology) were analyzed. It was also planned to analyze the

relationship of the MPs in the water and the quality of the coastal habitat, evaluated through the Habitat Index for the Río de la Plata (IHRPlata). Two samplings were carried out at ten sites, where water samples were collected to analyze both MPs and the planktonic community. The results revealed **the presence of MPs in all samples analyzed**, with the **predominant size being between  $500 \leq 1000 \mu\text{m}$** ; while the most commonly found type of microplastic was **blue fibers**. The **poor treatment of wastewater, the proximity to urban centers**, along with other factors such as the **inherent characteristics of the dynamics of the estuary**, such as the Maximum Turbidity Front, **are factors that were linked to the highest concentrations of MPs in the coastal waters of the study area**. In addition, the highest abundances of MPs were related to the sites where the quality of coastal habitat was most deteriorated, according to the IHRPlata assessment. On the other hand, the **MPs integrated a planktonic community formed mainly by chains/filaments and solitary forms** and whose **most frequent sizes are below  $500 \mu\text{m}$** , which constitute observations that warn about the dangerousness of this pollutant.

Chapter 4 studied the amount, types of MPs in intertidal sediment and their spatial distribution along the freshwater-mixohaline coastal sector. In addition, the relationship between the abundance of MPs and the quality of coastal habitat (IHRPlata) and possible land-based sources of plastic debris was analyzed using the LBS (land-based sources) index. Two samplings were carried out covering ten sites and the results allowed verifying the presence of MPs in intertidal sediment samples in all analyzed sites, so **this emerging pollutant presents a wide and variable distribution in the freshwater-mixohaline sector**. The site that presented the highest abundance was a site with recreational use of the coast and near the city of La Plata, however in this case no significant relationships were found with habitat quality and possible land sources. Although the diversity of types of MPs found was greater than in the water column, showing that there are various sources of this pollutant; fibers, fragments and blue color predominated, while the most common size of MPs was the same as that found in the water.

After analyzing the spatial distribution of the MPs in the Southern Coastal Fringe, it was proceeded to study how environmental variables such as precipitation, winds (direction and intensity), tide height and granulometry influence the temporal distribution patterns

of the MPs in the water column and in the intertidal sediment, in chapter 5. The chemical composition (type of polymer) that composes the MPs was also analyzed. The presence of MPs in a coastal site (Punta Lara) was recorded monthly during one year, and it was observed that **the main variables that influence their distribution were the direction and intensity of the wind coming from the NE** (favoring accumulation in the sediment) and **NO** (related to a lower abundance of PMs in the water column) and the granulometric composition. On the other hand, the results revealed that **the main polymers that compose MPs are polyethylene (PE) and polypropylene (PP)**, which are the most widely used in a great diversity of products.

Regarding the interactions that can occur between MPs and biota once they enter aquatic ecosystems, their colonization was analyzed in chapter 6. A study was conducted to analyze the biofilm that develops on MPs under laboratory conditions and to analyze the presence of bacteria that indicate fecal contamination (*Escherichia coli* and Enterococcus) on MPs found in intertidal sediment in coastal sites. Through the *ex situ* experience, it was proved **the remarkable development and diversity of organisms in the biofilm since the second week of colonization**, covering the surface of the microplastic and thus masking this pollutant. On the other hand, it was confirmed the **presence of fecal indicator bacteria on the MPs of the intertidal sediment** in all the studied sites, **being higher on the MPs found in areas influenced by sewage discharges**.

The other type of interaction that was studied was the ingestion of MPs by coastal fish, analyzed in chapter 7. The objective was to study the presence, abundance and types of MPs in the digestive tract of fish assemblages of different feeding habits in coastal sites with different land uses in the estuary's freshwater sector. The **presence of MPs was verified in all the analyzed fish specimens**, being their abundance **significantly higher** in the individuals captured in the site **near the sewage discharge**. **The highest proportion of MPs corresponded to blue colored fibers**. **No relationship was found between MPs abundance and fish feeding habits**.

On the other hand, in chapter 8 the **ingestion of MPs** by organisms of another trophic level was analyzed: **mussels of the species *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857)**. The objective was to explore the presence, abundance and types of MPs in the soft tissue of

the golden mussel in sites exposed to different land uses, in the intertidal zone of the coastal sector of freshwater-mixohaline. It was also analyzed if there is a relationship between the size of the mussels (shell length) and the abundance and size of MPs. Although no significant differences were found between the sites, a trend was observed that, **the MPs ind<sup>-1</sup> were more abundant in mussels near the main wastewater discharges and in the Maximum Turbidity Front**. In addition, a significant relationship was observed between the size of the mussels and the size of the MPs accumulated in them.

The main conclusions obtained from the results of this thesis are that the **Southern Coastal Fringe of the Río de la Plata estuary is suffering from the entry and accumulation of MPs in the water column, in the intertidal sediment and in the members of the biota**. The distribution of this pollutant is very wide along the coast of the freshwater-mixohaline sector, and the **factors that influence and modulate the distribution and abundance are both anthropic and natural**, so for its study it is necessary to consider both. These findings put in evidence the need to deepen the studies in this topic to understand in addition the effects of the MPs in the ecosystem.

## Capítulo 1

### Introducción, objetivos e hipótesis

---

#### 1.1 Introducción

Desde que comenzó la producción masiva del plástico alrededor de la década del 50, el uso de los productos plásticos se ha incrementado a una velocidad alarmante. La cuestión es que dicho material tan versátil ha generado cambios en la forma en que vivimos y ha revolucionado el mundo moderno, reemplazando en muchos casos materiales ya existentes como la madera, el vidrio y el metal. El éxito del plástico, se debe a propiedades únicas, como la resistencia y la durabilidad, y el bajo costo para su producción. Pero desafortunadamente, este mismo material que confiere varias ventajas, está causando problemas ambientales significativos una vez que es desechado. El plástico implica un fenómeno tan nuevo en el planeta, que hasta el momento, prácticamente ningún organismo en el ambiente ha evolucionado para consumirlo fácilmente, por lo que es altamente resistente a la biodegradación. En consecuencia, en la actualidad los restos plásticos implican uno de los desafíos ambientales más grandes (Crawford y Quinn, 2017).

#### ¿Qué es el plástico?

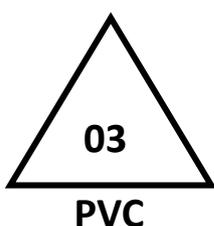
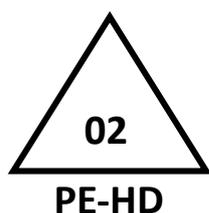
El término plástico apareció por primera vez en 1630, haciendo referencia a algo que puede ser moldeado. La palabra proviene del griego *plastikos* (moldeable), y actualmente es un término genérico que se utiliza para describir una gran variedad de materiales (Crawford y Quinn, 2017).

El plástico está hecho de polímeros sintéticos, producidos en general a partir de la polimerización de monómeros derivados del aceite, gas y carbón (Ivleva et al., 2017). Es decir son estructuras químicas complejas y sus propiedades dependen de las configuraciones de los átomos que los componen. Por ejemplo, la densidad, dureza y transparencia se ven modificadas por el grado de estructura y alineamiento que adquieren los átomos y moléculas de los polímeros (cristalinidad), mientras que los tipos de enlaces entre los átomos influyen en la resistencia del material. Por lo tanto, estas diferentes propiedades determinan la persistencia y degradación de los materiales

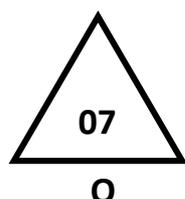
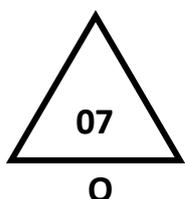
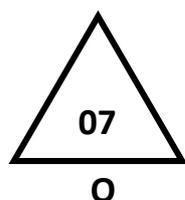
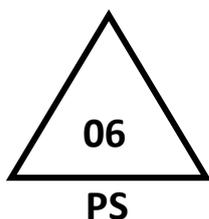
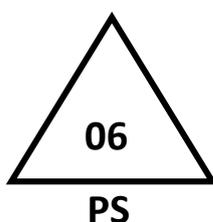
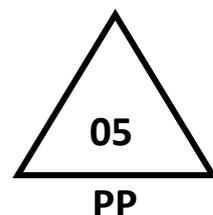
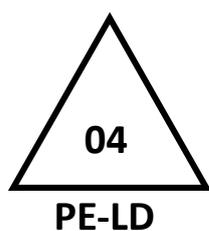
plásticos en los ambientes acuáticos una vez que son desechados (Crawford y Quinn, 2017).

En general a la mayoría de los plásticos se les agregan una variedad de compuestos químicos durante la manufacturación de los mismos, con el fin de cambiar las propiedades de los polímeros, aumentar su durabilidad y/o protegerlos de ataques biológicos y del ambiente. Existen diversos aditivos como plastificantes, colorantes, estabilizadores de calor, retardantes de llamas, entre otros (Crawford y Quinn, 2017). Por lo tanto, a los plásticos se los puede considerar como la suma del polímero que los componen y de los aditivos que se les agregan.

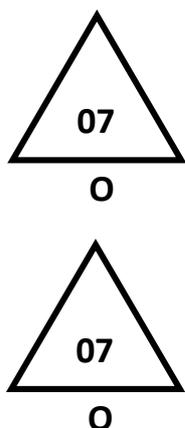
Sin embargo, a pesar de la existencia de muchos polímeros, el 75% de la demanda total de plástico se limita a unos pocos tipos: polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), tereftalato de polietileno (PET), cloruro de polivinilo (PVC) (Ivleva et al., 2017), cuyos usos más comunes y sistema de codificación se detallan en la tabla 1.1. De éstos, los más demandados alrededor del mundo son el polietileno y el polipropileno, siendo la industria del packaging la mayor consumidora de ellos.



Plástico	Abreviación	Usos típicos
Polietileno tereftalato	PET	botellas de bebidas envases para alimentos vellón, lana material de relleno film, láminas
Polietileno de alta densidad	HDPE	contenedores químicos botellas de bebidas envases para alimentos cajas, baldes tubos, cañerías
Cloruro de polivinilo	PVC (rígido)	contenedores conductos eléctricos cañerías, canaletas revestimientos marcos de ventanas
	PVC (plastificado)	aislamiento de cables mangueras calzado chapas, pisos, esteras



<b>Poliétileno de baja densidad</b>	<b>LDPE</b>	bolsas botellas comprimibles packaging de alimentos revestimientos de cartón envoltura (papel film) hojas de pallets acolchado protector de cultivos contenedores de residuos muebles de exterior
<b>Polipropileno</b>	<b>PP</b>	tapas de botellas y de contenedores cinta de embalar tuberías, sogas, automotor muebles de exterior
<b>Poliestireno (rígido)</b>	<b>PS</b>	cubiertos y vajilla desechables envases rígidos de comida desechables otras aplicaciones de bajo costo que requieren rigidez
<b>Espuma de poliestireno (expandido o extruido)</b>	<b>EPS, XPS</b>	envases de alimentos y vasos desechables espuma de embalaje, cajas de espuma aislamiento térmico
<b>Policarbonato</b>	<b>PC</b>	discos de almacenamiento lentes de semáforo ventanas de seguridad, escudos protección para los ojos
<b>Polimetacrilato de metilo</b>	<b>PMA</b>	ventanas de aviones luz fluorescente, luces de vehículos fundas y lentes, lentes de contacto
<b>Politetrafluoroetileno (teflón)</b>	<b>PTFE</b>	recubrimientos antiadherentes para utensilios de cocina telas transpirables cinta de fontanería toboganes



		recubrimientos de baja fricción aplicaciones automotrices
<b>Acrilonitrilo butadieno estireno</b>	<b>ABS</b>	equipos electrónicos aplicaciones automotrices tuberías
<b>Poliamida (nylon)</b>	<b>PA</b>	fibras, cerdas de cepillos, monofilamentos aplicaciones automotrices
<b>Policloropreno (neopreno)</b>	<b>CR</b>	guantes, calzado, prendas de buceo vendajes médicos aislamiento eléctrico

**Tabla 1.1** Aplicaciones de los plásticos, abreviación y códigos para su identificación, según el nuevo sistema de la American Society for Testing and Materials (ASTM) (extraído de Crawford y Quinn, 2017).

### Producción y desechos plásticos

Expresando en números la producción mundial de plásticos, la misma se aproximó a 350 millones de toneladas en 2017 (PlasticsEurope, 2018), es decir que en alrededor de 65 años la producción anual aumentó en un orden de 20.000 %. Considerando estas cifras, más su uso abusivo y su rápida eliminación, estamos teniendo como resultado la acumulación de restos plásticos en muchos ambientes naturales, siendo más evidente en el océano abierto, pero también en el fondo del mar, en ríos, arroyos, en las costas, y en hábitats terrestres (Barnes et al., 2009). Siguiendo este análisis, un estudio de The united nations joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution (GESAMP, 2015) concluyó que el 80 % de la basura plástica se origina en la tierra, mientras que sólo el 20 % es resultado de actividades que ocurren en el mar. Además, se espera que para el año 2050 ingresen a los océanos aproximadamente 32 millones de toneladas por año. La gran acumulación de desechos plásticos en el ambiente, es el resultado de la larga vida media de los plásticos, su uso excesivo y la gestión ineficiente de los desechos en la actual "era del plástico" (Wagner et al., 2014). Esto ha llevado a que, autores como Zalasiewicz et al. (2016) reconocieran la potencialidad del plástico como un indicador

estratigráfico geológico clave del período Antropoceno, que está caracterizado por las actividades humanas como fuerzas geofísicas y ecológicas dentro de un marco de tiempo geológico (Steffen et al., 2007).

### **Microplásticos: definición**

El mundo comenzó a tomar conocimiento de la existencia de pequeñas piezas de plástico en el ambiente acuático en 1972, cuando se reportaron grandes cantidades de las mismas flotando en la superficie del Mar de los Sargazos (Carpenter y Smith, 1972). En ese momento, dichas piezas fueron mencionadas como "partículas de plástico". Recién en el 2004 Thompson y colaboradores introdujeron el término microplástico. Este término fue adoptado por la comunidad científica y definido por el Comité directivo del Programa de desechos marinos de la Administración Nacional Oceánica Atmosférica (NOAA), como una "pieza de plástico menor a 5 mm considerando su dimensión más larga" (Arthur et al., 2009). Si bien ha habido propuestas para que la definición del tamaño de los MPs sea por debajo de 1 mm (Andrady, 2015; Hartmann et al., 2019), en esta tesis se adopta la definición de Arthur et al. (2009) ya que es la más ampliamente utilizada a nivel mundial y de este modo serán posibles las comparaciones de los resultados. A pesar de que aún no hay un consenso establecido para el límite de tamaño más pequeño, se consideran a los MPs las piezas que comprenden tamaños entre 5 mm y 1  $\mu\text{m}$ , siendo las partículas de plástico menores a 1  $\mu\text{m}$  consideradas nanoplásticos (Crawford y Quinn, 2017).

Las fuentes y vías de ingreso de los MPs en los ecosistemas acuáticos son muy diversas (Fig. 1.1), y aunque la mayor fuente es a partir de la fragmentación de piezas de plástico más grandes, también existen MPs manufacturados industrialmente en pequeño tamaño; por lo que se pueden clasificar en dos categorías según su origen: primarios y secundarios.

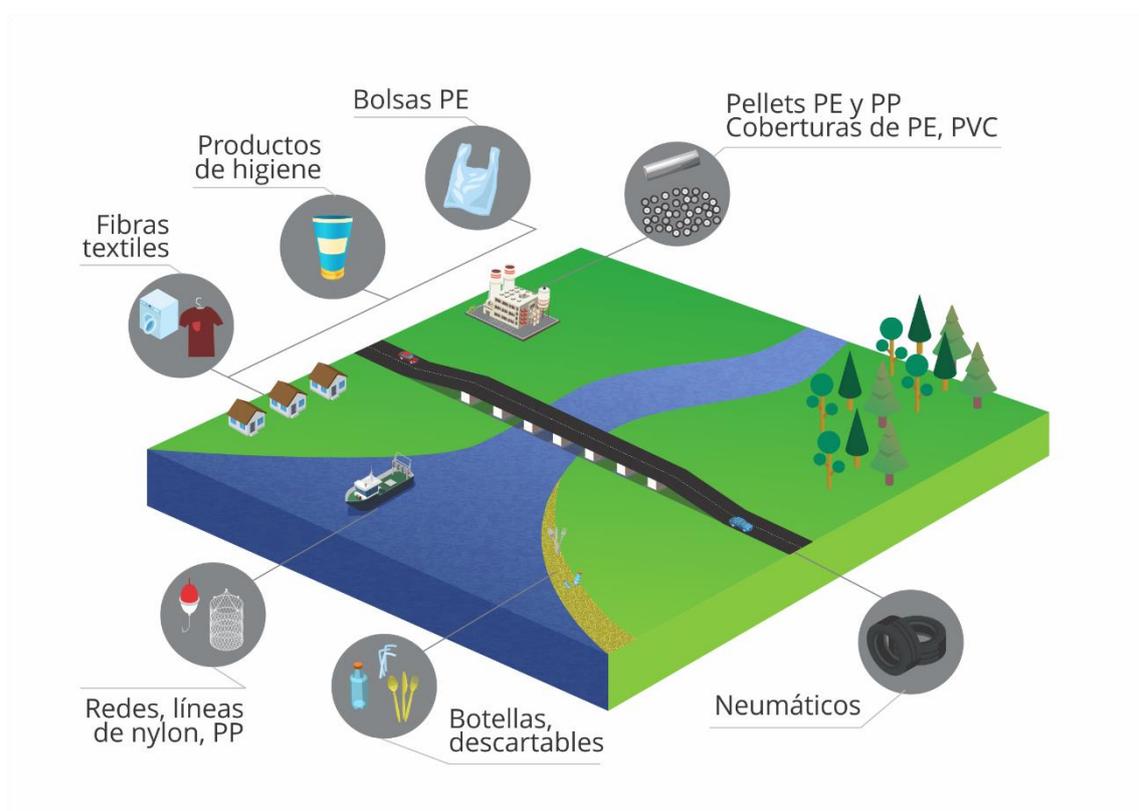
Dentro de los **MPs primarios** se pueden mencionar los que se usan comúnmente en productos cosméticos, exfoliantes, entre otros (Zitko y Hanlon, 1991); estos plásticos pueden variar en forma, tamaño y composición dependiendo del producto y suelen ingresar en los ecosistemas acuáticos a través de las aguas residuales (Fendall y Sewell, 2009). Además se utilizan MPs primarios como abrasivos en máquinas de chorro de aire

(Gregory, 1996), y también se está documentando su uso en la medicina como vectores de drogas (Patel et al., 2009). Otros tipos de MPs considerados primarios son los pellets, los cuales son la materia prima de la industria del plástico, ya que se fabrican para moldearse y así generar productos plásticos más grandes (Leslie et al., 2011). La liberación no intencional de MPs de fuentes industriales contribuye en gran medida a la contaminación por MPs observada en los ambientes marinos (Wang et al., 2015), pudiendo ocurrir de forma directa a través de las tuberías de efluentes de industrias (Lechner et al., 2015), o pudiendo ser el resultado de un derrame industrial.

Las cantidades de producción de MPs primarios suelen ser conocidas y controlables (Barnes et al., 2009) y su uso está comenzando a regularse (Rochman et al., 2015a). En cambio, en los ecosistemas acuáticos son mucho más abundantes los **MPs secundarios** (Barnes et al., 2009), los cuales se originan a partir de la ruptura de restos plásticos de mayor tamaño (por ejemplo botellas, bolsas, etc.) tanto en los océanos como en la tierra (Ryan et al., 2009; Thompson et al., 2004). A medida que pasa el tiempo, procesos físicos, químicos y biológicos van disminuyendo la integridad estructural de los restos plásticos, llevando a la fragmentación de los mismos (Browne et al., 2007) (Fig. 2.1). La exposición a la radiación UV de la luz solar provoca oxidación de la matriz de los polímeros que conforman el plástico, generando la ruptura de los enlaces de las cadenas (Andrady, 2011; Barnes et al., 2009; Browne et al., 2007; Moore, 2008; Rios et al., 2007), lo que además termina provocando la lixiviación de los aditivos agregados que pueda contener el plástico en su composición (Talsness et al., 2009). En el caso de los restos plásticos que quedan en ambientes costeros, también van siendo cada vez más susceptibles a fuerzas mecánicas como resultado de la abrasión y acción de las olas (Barnes et al., 2009; Browne et al., 2007), hasta que se van fragmentando y terminan conformando MPs. Los MPs secundarios además incluyen fibras, cuyo origen es diverso, pudiendo ser textil, las cuales se liberan durante el lavado de telas sintéticas (Fendall y Sewell, 2009, Browne et al., 2011) o pudiendo provenir de productos de higiene personal (Lusher et al., 2013), por lo que su ingreso en los ecosistemas acuáticos ocurre a través de las aguas residuales, en ambos casos. Por otro lado también pueden ingresar MPs a través de la escorrentía de aguas pluviales que incluye basura plástica, abrasión de neumáticos de automóviles y pintura de carreteras (Rochman et al., 2019). Otra importante fuente que se ha documentado, es

la industria pesquera, ya que se generan fibras a partir de la degradación de sogas y redes (Andrady, 2011). Además la escorrentía agrícola también puede incorporar MPs degradados de películas de invernadero, de mantillo plástico, sistemas de riego y maceteros (Rochman et al., 2019).

A causa de los diversos orígenes de los MPs secundarios, su entrada en los ecosistemas es mucho más difícil de estimar en comparación con los MPs primarios, y sus volúmenes resultan intratables (Andrady, 2017) y su origen suele estar relacionado principalmente a partir de residuos mal gestionados durante la eliminación de productos que contienen plásticos (Boucher y Friot, 2017). Debido a que los MPs son altamente resistentes a la biodegradación, se vuelven muy persistentes en los ambientes, alcanzando los océanos donde son distribuidos por las corrientes, exhibiendo una variabilidad espacial y temporal muy alta (Sadri y Thompson, 2014).



**Fig. 1.1** Diversas fuentes y vías de ingreso de microplásticos (MPs) tanto primarios como secundarios en los ecosistemas acuáticos y algunos ejemplos de sus principales componentes: PE (polietileno), PP (polipropileno), PVC (cloruro de polivinilo).

## **MPs y contaminantes asociados**

Debido a que los MPs son persistentes, ampliamente distribuidos, y considerados como un potencial transportador de compuestos químicos tóxicos, su efecto negativo en el ambiente no es sólo físico, sino también químico ya que tienen la capacidad de adsorber y acumular varios tipos de contaminantes (Rochman et al., 2013; Thompson et al., 2004) (Fig. 1.2). Los MPs y los contaminantes orgánicos están fuertemente relacionados, ya que interactúan tanto durante la manufacturación de los plásticos (incorporación de aditivos químicos), y después, una vez que son desechados e ingresan a los ambientes naturales, donde pueden adsorber PCBs, pesticidas, fertilizantes y metales pesados, entre otros (Hartmann et al., 2017). Los MPs suelen ser hidrofóbicos, al igual que los contaminantes orgánicos (Syberg et al., 2015); siendo los factores que permiten la gran capacidad de los MPs para concentrar contaminantes la hidrofobicidad y lipofilia de los compuestos orgánicos y la alta relación superficie/volumen de los MPs (Hartmann et al., 2017). Por otra parte, existe evidencia que la sorción de dichos compuestos a los plásticos, es dos órdenes de magnitud mayor que en los sedimentos (Mato et al., 2001) y hasta seis órdenes de magnitud más alta que en el agua de mar. Desde ya hace unos años que se reconoció el peligro de compuestos químicos asociados a los MPs en los ecosistemas acuáticos (Teuten et al., 2009). Sin embargo según Ziccardi et al. (2016), para comprender los mecanismos que regulan dicha interacción se debe tener en cuenta el tipo de polímero, el color, el tamaño y el grado de desgaste de los MPs, al igual que los factores ambientales como el pH, la salinidad y la temperatura del agua. Por lo tanto, los MPs, implican una compleja problemática ambiental, ya que se deben pensar como la suma de los polímeros que los componen y los compuestos químicos asociados.

## **Interacciones de los MPs con los organismos**

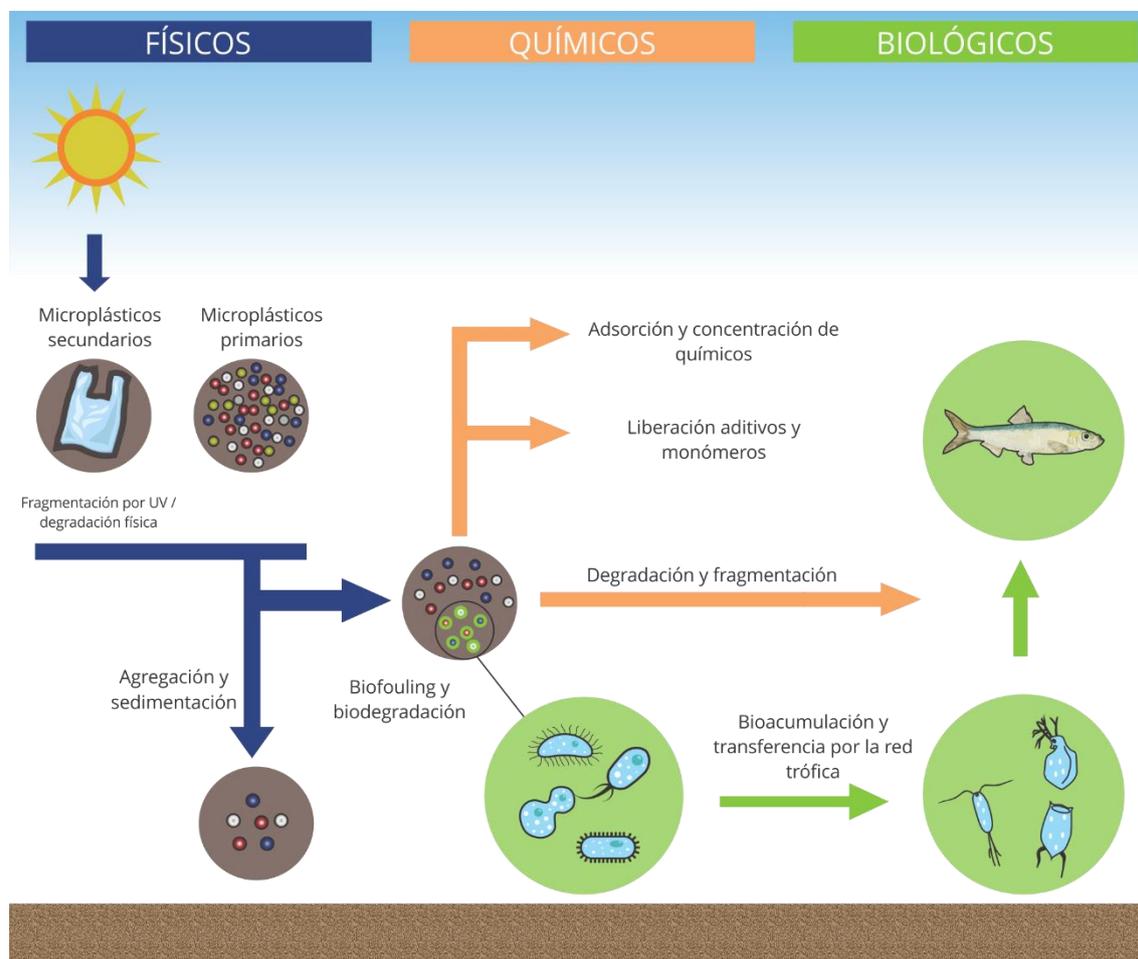
Como consecuencia del pequeño tamaño y su gran ubicuidad en el ambiente, los MPs tienen el potencial de ser ingeridos por una amplia variedad de organismos de todos los niveles tróficos en los ecosistemas acuáticos, como invertebrados del zooplancton, moluscos, peces, aves (Betts, 2008; Thompson et al., 2009) (Fig. 1.2).

Los individuos que pertenecen a los niveles inferiores son particularmente vulnerables a la ingestión de MPs, ya que tienen una capacidad limitada para diferenciar entre

partículas de tamaño similar y suelen alimentarse de forma indiscriminada (Moore, 2008). Mientras que los predadores de los niveles superiores pueden ingerirlos accidentalmente de forma directa o de forma secundaria cuando se alimentan de presas que han ingerido MPs (Rezania et al., 2018). Una vez dentro de los organismos los MPs tienen diferentes efectos, que pueden ser mecánicos o físicos (relacionados con la forma y la dimensión de las partículas) como laceración, inflamación y particularmente en organismos pequeños pueden bloquear los apéndices de alimentación u obstaculizar el paso de los alimentos a través del tracto intestinal (Tourinho et al., 2010) o causar pseudo-saciedad reduciendo la ingesta de alimentos (Derraik, 2002; Thompson, 2006). Los efectos químicos que pueden generar en los organismos, se relacionan con la presencia de aditivos y/o los contaminantes sorbidos (Karami et al., 2017; Rainieri et al., 2018).

La toxicidad de los MPs depende en gran medida del tamaño: generalmente, cuanto más pequeña es la partícula, más fácilmente puede penetrar a nivel tisular o celular dentro del organismo (Browne et al., 2008), además de liberar químicos tóxicos en condiciones intestinales ácidas (Bakir et al., 2014; Batel et al., 2016). Conjuntamente, la toxicidad a la que están expuestos los MPs dependerá del entorno ambiental en donde se acumulan (Nobre et al., 2015; Wen et al., 2018). Por lo general se asume que la biota que habita en regiones costeras experimenta un mayor impacto por la ingestión de MPs (Steer et al., 2017), variando según preferencias del hábitat, efectos del viento y las corrientes y mareas que modulan la distribución de MPs (Foekema et al., 2013; Murphy et al., 2017). Otro tipo de interacción que surge cuando los MPs ingresan a los ambientes acuáticos, es la colonización de los mismos por microorganismos, ya que proporcionan un sustrato perdurable en el tiempo y que puede ser transportado largas distancias. Esta comunidad que se forma, se denomina plastisfera y en muchos casos puede soportar la formación de biofilms que incluye microorganismos patógenos (Zettler et al., 2013) (Fig. 1.2). La biomasa de la plastisfera conocida se ha estimado en un 0,01–0,2 % de la biomasa microbiana total del agua superficial de los océanos (Mincer et al., 2016) y dado que recientemente algunos estudios afirman que sólo podemos registrar alrededor del 1 % de la basura plástica que ingresa a los ambientes marinos (Van Sebille et al., 2015), esto sugiere que la biomasa de la plastisfera en los océanos es sustancial. Además, como consecuencia de la colonización de los MPs suceden dos fenómenos: puede modificar la

flotabilidad de las partículas colonizadas, favoreciendo el hundimiento de MPs (Lobelle y Cunliffe, 2011) y al estar recubiertos por biofilm, enmascara a la partícula y la vuelve más palatable para los organismos que la ingieren.



**Fig. 1.2** Procesos físicos, químicos y biológicos (interacciones con los organismos) que afectan a los microplásticos una vez que ingresan a los ecosistemas acuáticos.

### MPs presentes en diversos ambientes

Como ya se ha mencionado, los MPs representan uno de los problemas ambientales más importantes de la actualidad, y un motivo para considerarlo como tal es su ubicua distribución en una gran variedad de ambientes a lo largo de todo el planeta. Si bien la mayoría de los estudios se centran en ecosistemas acuáticos, que parecen ser la ruta final a donde llegan los MPs, también hay algunos registros de su presencia en **ambientes terrestres**. Por ejemplo, se han hallado altas concentraciones de MPs (en este caso fibras) como consecuencia de la aplicación en suelo de lodo de aguas residuales (Zubris y

Richards, 2005). Aunque los ecosistemas terrestres son las principales fuentes de plásticos y MPs hacia los ambientes acuáticos, aún los estudios son muy escasos.

Además, donde también se tienen registros de presencia de MPs es en el **aire**, un ambiente aún menos estudiado. Dris et al. (2016) recolectaron precipitaciones atmosféricas en frascos de vidrio, y lograron identificar que se depositaron entre 2 y 355 MPs m<sup>-2</sup>, por lo que sus resultados confirman que el aire es otro ambiente donde se hallan los MPs y representa otra vía para su transporte al resto de los ecosistemas.

Los ambientes que han sido más estudiados con respecto a los MPs son los **océanos y mares**. Se han registrado tanto en zonas costeras como en zonas muy alejadas de los continentes como los giros oceánicos que se forman a causa de las corrientes de circulación. Debido a eso, quedan retenidos restos plásticos que se van fragmentando y convirtiéndose en MPs, generándose las "islas de basura". Hasta el momento las más estudiadas han sido las del giro del Pacífico Norte y del Atlántico Norte, donde los volúmenes de plástico son de más de un cuarto millón de toneladas y han registrado la presencia de MPs en toda la columna de agua y en sedimentos bentónicos y costeros (Eriksen et al., 2016). Además, se han llegado a detectar MPs en regiones como islas subantárticas y en el Ártico (Eriksson et al., 2013; Obbard et al., 2014).

Aunque actualmente siguen siendo menos los estudios sobre MPs que se centran en **ambientes de agua dulce**, se sugiere que su abundancia es comparable a los ecosistemas marinos (Klein et al., 2018). Se han registrado MPs en ríos, lagos y estuarios a lo largo de prácticamente todo el planeta (Alfonso et al., 2020b; Blettler et al., 2018; Lima et al., 2014; McCormick et al., 2016). Las cuencas de los ríos y estuarios son considerados como las vías de transporte de MPs desde los continentes hacia los océanos. Los MPs pueden ingresar a los ambientes de aguas continentales a través de diversas fuentes, como descargas de aguas residuales (MPs de productos de higiene personal y fibras textiles), derrames accidentales durante el transporte de pellets, aplicación en suelos de lodos de aguas residuales, y la fragmentación *in situ* de la basura plástica que queda acumulada en muchos ambientes urbanos.

## Estuarios y MPs

Debido a que las zonas costeras de muchos estuarios se encuentran altamente pobladas por grandes ciudades y además se desarrollan actividades industriales, portuarias, y el vertido de aguas residuales, la vulnerabilidad de dichos ecosistemas a los MPs es muy alta, transformando a los ambientes costeros en "hot spot" para estos contaminantes (Cole et al., 2011). También se mencionan otras fuentes como la escorrentía urbana, cuencas de ríos y arroyos, actividades pesqueras y otras actividades *in situ* (Barletta, 2019; Costa y Barletta, 2015). En varios estudios se han encontrado correlaciones positivas entre la abundancia de MPs y dichos factores mencionados (Browne et al., 2015). Además, recientes investigaciones han revelado que los MPs se hallan en concentraciones más altas en entornos semicerrados, como los estuarios (Lima et al., 2014; Zhao et al., 2014).

En los estuarios el agua del mar se mezcla con la entrada del agua fluvial, creando un gradiente ambiental, el cual se genera por la sucesión de masas de agua de diferentes densidades que se van moviendo según el flujo del río (Barletta y Dantas, 2016), y se forman lo que se conoce como frentes estuarinos. En éstos, se observa típicamente el agua dulce en la superficie que se extiende hacia el mar, y el agua de mar más densa por abajo extendiéndose río arriba (Van Sebille et al., 2020). Las partículas flotantes tienden a ser retenidas y concentradas cerca de este tipo de interfaces frontales (Largier, 1993), al igual que acumulan contaminantes como los plásticos, evidenciando que dichos frentes actúan como una barrera (Acha et al., 2003). Por otro lado la floculación de arcillas y materia orgánica en áreas de contacto de aguas fluviales y marinas también puede favorecer la retención de objetos de plástico flotantes (Van Sebille et al., 2020).

Las investigaciones demuestran que la contaminación por MPs en estuarios y entornos costeros tiene una gran variabilidad (Frère et al., 2017; Moore et al., 2011), ya que suelen ser zonas de mucha energía y gran exposición por lo que además de las fuentes de MPs ya mencionadas, se suman variables ambientales que modulan su distribución espacial pero principalmente temporal. Esta dinámica se ve afectada por variables hidrodinámicas (mareas, caudales, salinidad, corrientes de circulación), climáticas (vientos y precipitaciones) y el tipo de ambiente deposicional (sedimento, morfología de la costa) (Browne et al., 2010). Estos factores además tendrán diferentes efectos sobre

características como tamaño, densidad, clase de polímero y forma de los MPs, que modificarán los procesos de transporte (Zhang, 2017), por lo que analizar y comprender su distribución considerando todas las variables resulta de gran complejidad.

La hidrodinámica particular de los estuarios favorece la generación de servicios ecosistémicos como el acceso a aguas costeras, agua para consumo, regulación del clima local (Barletta y Costa, 2009) y bienes de consumo como la pesca, ya que suelen ser zonas muy ricas y productivas biológicamente. Considerando su importancia como proveedores de dichos servicios y por el estrés antrópico al que se encuentran sometidos, se deben realizar mayores esfuerzos de investigación para comprender las fuentes, el destino y los impactos de los MPs en la calidad ambiental de los ecosistemas estuariales.

### **Antecedentes del tema en Argentina**

A diferencia de lo que ocurre a nivel mundial, en Argentina la mayoría de las publicaciones acerca de MPs, hasta el momento, son en ambientes de agua dulce abarcando algunas regiones del país. Además de las publicaciones vinculadas a la presente tesis, sobre MPs en peces, mejillones y en la columna de agua en el estuario del Río de la Plata (Pazos et al., 2017; 2018; 2020), también hay registros de la presencia de MPs en otro estuario de importancia, como es el de Bahía Blanca, donde fue hallado este contaminante en peces, en la columna de agua, en ostras de la especie *Crassostrea gigas* y en el cangrejo *Neohelice granulata* (Arias et al., 2019; Fernández Severini et al., 2019; Villagrán et al., 2020). En las cercanías de ese mismo estuario, pero en este caso en sedimentos de la plataforma continental del Mar Argentino también se encontraron MPs (exclusivamente fibras) (Ronda et al., 2019); mientras que en ambientes costeros marinos patagónicos hallaron MPs en peces, mejillones y en el agua (Ríos et al., 2020); siendo los dos únicos registros existentes de MPs en ambientes marinos en el país. En otro tipo de ambiente donde se registraron MPs fue en sedimentos de la llanura de inundación y en peces del Río Paraná (Blettler et al., 2017; 2019). Por lo que este registro, junto con los del Río de la Plata, suman información acerca de la contaminación por MPs en la cuenca del Plata. Por otro lado, también se cuenta con investigaciones en ambientes lénticos, en las cuales confirman la presencia de MPs en nueve lagos de la Patagonia y en una laguna de la provincia de Buenos Aires (Alfonso et al., 2020a; 2020b).

Si bien en Argentina no existe una normativa clara respecto a este contaminante emergente, a nivel europeo, la "Marine Strategy Framework Directive" (MSFD, 2013) ha definido la basura marina como un descriptor completo de la calidad del medio marino con un enfoque en MPs y sus productos de degradación como un tema principal (Galgani et al., 2014). Por lo tanto, teniendo en cuenta este contexto, los estudios destinados a determinar el alcance y el impacto de esta contaminación deben interpretarse en un contexto geográfico, físico y socioeconómico local.

Considerando todo lo expuesto hasta aquí acerca de las implicancias de este tipo de contaminante en el ambiente, sus diversas fuentes y factores que modulan su distribución en los ecosistemas, sumado a la importancia socioeconómica del estuario del Río de la Plata y el impacto, aún desconocido, que tiene en relación a la potencial generación de MPs a causa de las actividades antrópicas (industrias, descargas cloacales, portuarias, recreación, basurales, etc.), resulta necesario investigar esta temática. En tal sentido, esta tesis pretende explicar la distribución y abundancia de MPs en diferentes compartimentos (columna de agua, sedimento intermareal y biota) de la costa del estuario del Río de la Plata y las posibles fuentes y factores que influyen. Se plantea el siguiente esquema como marco conceptual.



## 1.2 Objetivos e hipótesis

### Objetivo general:

Analizar la distribución, abundancia y tipos de MPs presentes en la columna de agua, sedimento intermareal y en integrantes de la biota en el sector costero de agua dulce-mixohalino, del estuario del Río de la Plata (Franja Costera Sur).

### Hipótesis general:

La distribución, abundancia y tipos de MPs en la columna de agua, sedimento intermareal y biota depende principalmente de los aportes de este contaminante a la Franja Costera Sur del estuario del Río de la Plata, como consecuencia de las actividades antrópicas y de factores naturales relacionados a distintas variables ambientales.

**Objetivos específicos:**

- Determinar la cantidad, tipos de MPs en la columna de agua y su distribución espacial a lo largo del sector de agua dulce-mixohalino de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, y su relación con las características del plancton (tamaño y morfología).
- Determinar la cantidad, tipos de MPs en el sedimento intermareal y su distribución espacial a lo largo del sector de agua dulce-mixohalino de la Franja Costera Sur del Río de la Plata.
- Determinar como influyen variables ambientales como las precipitaciones, vientos (dirección e intensidad), altura de la marea y la granulometría en los patrones de distribución temporal de los MPs en la columna de agua y en el sedimento intermareal.
- Analizar la composición química de los MPs del sedimento intermareal a escala temporal.
- Analizar la dinámica de colonización del biofilm microbiano sobre la superficie de los MPs, a través de una experiencia *ex situ*.
- Analizar la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal (*Escherichia coli* y Enterococos) en MPs hallados en el sedimento intermareal en sitios costeros con diferentes usos del suelo en el sector de agua dulce-mixohalino del estuario.
- Analizar la presencia, abundancia y tipos de MPs en el tracto digestivo de ensambles de peces de distintos hábitos alimentarios en sitios costeros con diferentes usos del suelo del sector de agua dulce del estuario del Río de la Plata.
- Analizar la presencia, abundancia y tipos de MPs en el tejido blando del mejillón dorado *Limnoperna fortunei*, en sitios expuestos a diferentes usos del suelo de la zona intermareal del sector costero de agua dulce-mixohalino del estuario del Río de la Plata.

### **Hipótesis particulares**

- La cantidad y tipos de MPs presentes en la columna de agua y sedimento intermareal será diferente en sitios con distintos usos del suelo e influenciados por características inherentes a la dinámica del estuario.
- Los tipos de MPs observados en la columna de agua presentan formas y tamaños similares a los organismos de la comunidad planctónica.

#### **Predicciones:**

- Las mayores abundancias de MPs se hallarán en sitios urbanizados, y en aquellos influenciados por las descargas cloacales y en zonas cercanas al Frente de Máxima Turbidez.
- Los tipos de MPs que se asemejarán a la morfología y tamaño dominante en el plancton del estuario, serán las fibras.

### **Hipótesis particular**

- La distribución temporal de MPs en la costa es modulada por variables ambientales como la granulometría y variables hidrodinámicas y meteorológicas.

#### **Predicción:**

- La pleamar, la intensidad de las precipitaciones, los vientos provenientes de una determinada dirección y el predominio de sedimento fino, favorecerán la acumulación de MPs en la costa del Río de la Plata.

### **Hipótesis particular**

- Los MPs constituyen un microhábitat propicio para el desarrollo del biofilm.

#### **Predicción:**

- El desarrollo del biofilm sobre los MPs irá aumentando en complejidad y densidad durante el tiempo de exposición en el agua del estuario, modificando así la apariencia original de los MPs.

### Hipótesis particular

- Los MPs presentes en el sedimento intermareal de la costa del Río de la Plata son capaces de albergar bacterias indicadoras de contaminación fecal, siendo desigual la cantidad de MPs contaminados por estos indicadores fecales a lo largo de la costa.

#### Predicción:

- Las descargas cloacales favorecerán la presencia de indicadores fecales (*Escherichia coli* y Enterococos) en los MPs acumulados en sitios cercanos a las mismas.

### Hipótesis particulares

- Ciertas especies de peces del sector costero presentan MPs en su tracto digestivo.
- La presencia de MPs en el tracto digestivo de peces del sector costero depende de las consecuencias de la urbanización en la costa y del hábito alimentario de cada especie.

#### Predicciones:

- Los peces capturados en sitios urbanizados y donde se ubica la descarga cloacal, tendrán mayores cantidades de MPs.
- Los peces ictiófagos y planctívoros tendrán mayor abundancia de MPs en su tracto digestivo.

### Hipótesis particulares

- Los mejillones de la especie *L. fortunei* contienen MPs en sus tejidos blandos.
- La presencia de MPs en el tejido blando de mejillones (*L. fortunei*) del sector costero depende de los usos del suelo en la costa, de características inherentes a la dinámica estuarial y su cantidad será dependiente del tamaño de los mejillones.

**Predicciones:**

- Los mejillones de sitios influenciados por la urbanización y en el Frente de Máxima Turbidez tendrán mayores abundancias de MPs.
- Los mejillones de mayor tamaño tendrán mayor abundancia de MPs.

## Capítulo 2

### Área de estudio y Metodologías

#### 2.1 Estuario del Río de la Plata

El Río de la Plata (34° y 36° 20' de latitud Sur y entre los 55° y 58° 30' de longitud Oeste) es un complejo cuerpo de agua con características fluvio-marinas que forma parte de la cuenca del Plata, la cual se extiende a lo largo de cinco países (Argentina, Paraguay, Brasil, Bolivia y Uruguay) y comprende la segunda cuenca más grande de Sudamérica (3.170.000 km<sup>2</sup>), después de la del río Amazonas (Mianzan et al., 2001) (Fig. 2.1).



**Fig. 2.1** Distribución de la cuenca del Plata (extraído de COMIP: Comisión Mixta del Río Paraná).

El Río de la Plata tiene una profundidad media de 5 m y una máxima de 25 m en la desembocadura. Teniendo en cuenta su geomorfología y dinámica, se lo divide en dos

regiones: una interior y otra exterior, separadas por una barrera geomorfológica denominada Barra del Indio (que se extiende a lo largo de una línea que une Punta Piedras con Montevideo, a una profundidad de 6,5-7 m) (FREPLATA, 2005). La isohalina de 0,5 UPS ( $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) y la Barra del Indio constituyen el límite entre el agua dulce (37% de la superficie del estuario) y la zona salobre (Urien, 1972). La región interna tiene un régimen fluvial y una fuerte influencia de las mareas con una profundidad entre 1 y 5 m, mientras que la región externa es principalmente mixohalina, con una profundidad que va de 5-25 m (Mianzan et al., 2001).

El sector costero en la margen argentina, comprendido entre el Río Luján y el Cabo San Antonio, está conformado por la unidad geomorfológica denominada Franja Costera Sur, la cual cuenta con una superficie de  $1030 \text{ km}^2$  y está representada por un plano inclinado entre la costa y la isobata de los 6-9 m. (AA-AGOSBA-ILPLA-SHN, 1997; Mianzan et al., 2001; Acha et al., 2008). Debido a que se encuentra expuesta a olas de baja energía, esta área tiene las condiciones dadas para la deposición de sedimento.

El Río de la Plata recibe la descarga de los ríos Paraná y Uruguay, los cuales con un caudal medio anual de  $22.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  aportan más del 97% de la entrada de agua continental (Fossati y Piedra Cueva, 2013). Los sedimentos cercanos a las desembocaduras de dichos ríos son en su mayoría gruesos (arenas y arenas limosas), mientras que hacia el límite río-estuario aumenta la fracción de sedimentos finos como limos y arcillas (FREPLATA, 2005). Este estuario está sujeto a una gran diversidad de regímenes de circulación, estando caracterizado por marcados gradientes longitudinales térmicos, salinos y de sedimentación; y se encuentra modulado por forzantes desde el océano, el río y la atmósfera (Fossati y Piedra Cueva, 2013). El patrón de circulación es controlado en diferentes escalas, por vientos costeros, descargas de agua dulce, marea astronómica, marea meteorológica y batimetría, siendo el equilibrio entre estas fuerzas muy variable, dependiendo de la intensidad y dirección del viento y cambios en la descarga de agua dulce (Guerrero et al., 1997). Además la circulación también se ve afectada por variaciones en los parámetros físico-químicos, en particular la salinidad, ya que modifica la densidad del agua (Fossati et al., 2014).

El estuario del Río de la Plata se caracteriza por marcados gradientes de salinidad horizontal y vertical, presentando una "cuña salina" generada por el encuentro del agua del

mar y el agua fluvial (Mann y Lazier, 1996). En consecuencia, el estuario se convierte en un sistema típicamente de dos capas con una fuerte estratificación vertical que se va debilitando hacia el mar. El régimen de cuña de sal está caracterizado por marcadas diferencias verticales en la salinidad, una profundidad de haloclina que se mantiene constante (5 m) y una topografía del fondo con pendiente gradual (Mianzan et al., 2001). El alcance aguas arriba de la cuña define un frente de salinidad inferior, cuya ubicación está controlada por la topografía (Guerrero et al., 1997). Como consecuencia, se forma una zona conocida como el Frente de Máxima Turbidez (FMT), donde se produce la acumulación de los sedimentos y de contaminantes, asociados por procesos físico-químicos de floculación/coagulación. En este tipo de interfaces frontales se retienen y concentran tanto material a la deriva, como organismos pequeños (Largier, 1993). La existencia de un régimen prácticamente permanente de cuña salina, que genera un sistema de borde (frentes de salinidad de fondo y superficie), tiene además un rol importante en procesos ecológicos como la reproducción y cría de peces y donde se concentra una alta biomasa de zooplancton (Mianzan et al., 2001), por lo que representa una zona altamente productiva, que es aprovechada por la ictiofauna.

### **Patrones de circulación de vientos en el estuario**

Por la ubicación geográfica del estuario, el anticiclón del Atlántico Sur influye en los patrones de los vientos. Los más intensos suelen ser del sur (SE, S y SO) y los vientos más débiles del NO. Sin embargo, los vientos N y NE predominan a lo largo del año, pero en invierno aumentan los del O a causa del desplazamiento hacia el norte del cinturón subtropical de alta presión; mientras que en verano surgen los del sector E a SE. Las velocidades de los vientos presentan fuertes variaciones diarias, mientras que la variación anual es débil (FREPLATA, 2005) y el efecto del viento suele manifestarse de forma más evidente en la superficie, donde genera una capa límite en las que las partículas responden a su fuerza de arrastre (Menéndez et al., 2011). Con respecto a la influencia de las direcciones del viento sobre los niveles del agua en la costa del estuario, los vientos provenientes del NO favorecen la salida del agua generando una disminución de los niveles, pudiendo producirse una bajante extraordinaria si los vientos de este sector son de gran

intensidad. En cambio, cuando los vientos provienen de la dirección SE producen un aumento del nivel del agua en el interior del río, y si son muy intensos generan grandes crecidas sobre la costa (conocidas como sudestadas) (FREPLATA, 2005).

### **Régimen de mareas**

El régimen de mareas del estuario del Río de la Plata se caracteriza por ser astronómico micromareal (menos de un 1 m de amplitud), y semidiurno con desigualdades diurnas y grandes diferencias entre pleamares o bajamares consecutivas. La onda de marea se propaga de S a N, tardando aproximadamente 12 hs de un extremo al otro del río y presentando diferencias en las amplitudes de marea a lo largo de la costa, ya que son mayores en la costa del sur (con un máximo de 1 m), mientras que en la del norte la máxima amplitud alcanza los 40 cm. Sin embargo, el viento altera este comportamiento tidal, generando una disminución o un aumento de 2 o 3 m durante 2-3 días. Además del viento, los factores que modifican la marea oceánica en el río son la fuerza de Coriolis, la profundidad y la disminución de la sección transversal (FREPLATA, 2005).

### **Importancia del estuario del Río de la Plata e impactos que recibe**

El estuario del Río de la Plata es un importante recurso hídrico que brinda diferentes servicios ecosistémicos para Argentina, como agua para su consumo, actividades recreativas, de navegación y de pesca, siendo además la ruta de acceso a puertos ubicados aguas arriba, en los ríos Paraná y Uruguay, por lo que está vinculado a diferentes actividades socio-económicas del país. De los servicios ecosistémicos mencionados, el suministro de agua potable para la población (alrededor del 89% del recurso) es uno de los más importantes (INDEC, 2010). Las plantas de potabilización de agua están ubicadas en las localidades de Palermo, Bernal y Punta Lara, aportando entre las tres aproximadamente  $6.000.000 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$  de agua ([www.aguasbonaerenses.com.ar](http://www.aguasbonaerenses.com.ar); [www.aysa.com.ar](http://www.aysa.com.ar)). A pesar de la importancia y el valor de los recursos que brinda, se encuentra expuesto a una gran cantidad de impactos que amenazan su integridad ecológica. No obstante, la calidad del agua del Río de la Plata no es la misma a través de su ancho, ya que presenta

un alto grado de contaminación sobre la costa argentina (Franja Costera Sur), y va disminuyendo relativamente rápido a medida que aumenta la distancia a la costa (entre 2 y 3 km) (AGOSBA-OSN-SIHN, 1992; AA-AGOSBA-ILPLA-SHN, 1997).

La calidad del agua de las zonas costeras dependerá de lo que aporten los principales tributarios (en el caso de la costa argentina se ve afectada por todo lo transportado por el Paraná de la Palmas), además de las aguas de tributarios menores, emisarios, etc. cuyas descargas ocurren en las costas (FREPLATA, 2005), lo que está relacionado con las actividades y la alta ocupación demográfica de sus márgenes. En el caso de nuestro país los principales centros urbanos están ubicados a lo largo de la costa del Río de la Plata, donde residen 12,8 millones de habitantes en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y su área metropolitana (INDEC, 2010). En consecuencia la gran urbanización e industrialización concentrada en la zona interna del estuario del Río de la Plata, genera el ingreso de todo tipo de contaminantes como nutrientes, materia orgánica, metales pesados, plaguicidas, hidrocarburos, sólidos en suspensión, agentes patógenos y basura de todo tipo, entre los que se encuentran los plásticos, representando una amenaza tanto para la biota como para la salud humana. Además, se suman basurales e intervenciones como dragados y la modificación del régimen hidrológico de los humedales costeros, que alteran la morfología de la costa generando cambios en la integridad del hábitat físico y en los procesos naturales (FREPLATA, 2005; Gómez y Cochero 2013).

Considerando lo expuesto hasta aquí, lo que define principalmente la calidad del agua de la Franja Costera Sur son las cargas contaminantes de los distintos emisarios, arroyos, efluentes, etc. que se vierten sobre el estuario. Entre las cuencas más contaminadas, cabe mencionar al Río Luján, la cuenca Matanza-Riachuelo y los canales Sarandí y Santo Domingo, que reciben efluentes cloacales, industriales y contaminantes que derivan de actividades portuarias. Estas cuencas contribuyen con más del 80 % de la carga de contaminantes que recibe la costa del estuario junto con el principal efluente de aguas residuales de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (FREPLATA, 2005). Este último se encuentra en la localidad de Berazategui, donde se localiza el emisario de la descarga de efluentes cloacales (sistema cloacal central de la Región Metropolitana de Buenos Aires con escaso tratamiento previo), a 2,5 km de la costa, generando una pluma de contami-

nación que varía en función de las condiciones hidrodinámicas y meteorológicas del ecosistema como las mareas, las descargas fluviales de los tributarios y vientos (Menéndez et al., 2011).

Otro de los centros urbanos más importantes de la Franja Costera Sur es la ciudad de La Plata y sus alrededores, donde un importante foco de contaminación del agua es la cuenca del Río Santiago, que recibe los aportes de los arroyos El Gato y el Canal Oeste del Puerto La Plata, entre otros. Además, numerosos arroyos y canales llegan a la costa del estuario luego de recibir descargas industriales (incluyendo astilleros, metalúrgicas y fábricas de químicos), domésticas y de atravesar zonas altamente urbanizadas. Asimismo, aguas abajo de la ciudad de La Plata se encuentra el emisario que recibe la mayor parte de aguas residuales domiciliaria, cuyo vertido en la costa se realiza sin tratamiento previo, aportando diversos contaminantes y bacterias fecales al ambiente (FREPLATA, 2005).

Más allá de los factores de origen antrópico que tienen como consecuencia el ingreso de contaminantes a este ecosistema, se suma un factor natural que depende de la dinámica del estuario. Este es el Frente de Máxima Turbidez que actúa como una barrera reteniendo desechos, lo cual fue comprobado por Acha et al. (2003), quienes observaron que el mayor porcentaje correspondió a plásticos acumulados tanto en los sedimentos del fondo de este sector como en los sedimentos costeros. Por otro lado, es importante mencionar que este frente se desarrolla aguas abajo de las ciudades altamente pobladas e industrializadas (Mianzan et al., 2001), y resulta un fenómeno que genera acumulación de desechos plásticos en una zona del estuario que no tiene una fuente directa cercana como si ocurren aguas arriba.

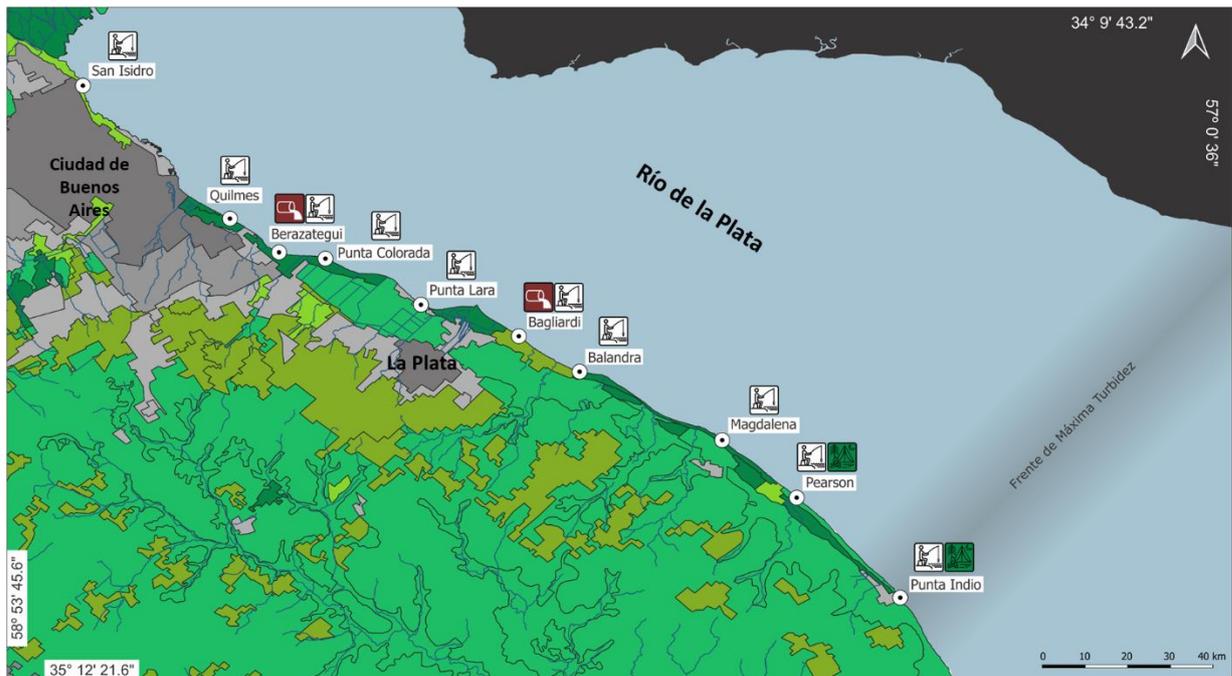
De este modo, queda evidenciado como la Franja Costera Sur recibe el aporte de diversos contaminantes, por lo que resulta importante y necesario analizar la distribución aún desconocida de un contaminante emergente como los MPs.

## 2.2 Área de estudio

El área de estudio de la presente tesis está ubicada en la zona interna del estuario del Río de la Plata entre la desembocadura del Río Luján y la localidad de Punta Indio. A lo largo de dicha zona se seleccionaron diez sitios costeros (Fig. 2.2), en función de los usos

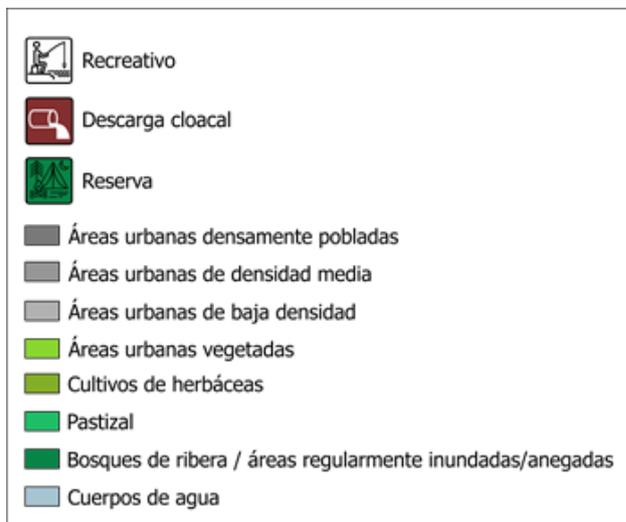
del suelo en la costa (Gómez y Cochero, 2013) y del recurso hídrico, considerando potenciales fuentes de MPs (tanto en áreas urbanas como en proximidad de reservas naturales costeras) ya sean directas (descargas de aguas residuales), difusas (transporte por ríos y arroyos) o provenientes de actividades *in situ*. Para cada sitio de muestreo se realizaron fichas descriptivas incluyendo fotografías de cada uno, información como el uso del suelo (Gómez y Cochero, 2013), las principales actividades que se desarrollan en cada sitio, descriptores costeros como sucesión espacial de la vegetación y modificaciones en la costa. Dado que entre el ecosistema acuático y el terrestre existe una sucesión de diferentes tipos de vegetación, se reconoce típicamente el bosque higrófilo, el pajonal mixto y los juncuales, es importante considerar que la vegetación ribereña puede constituir una matriz ambiental para retener MPs. La modificación de la vegetación en la costa se produce como consecuencia de la actividad humana, constituyendo un signo de deterioro ambiental, ya que además disminuye los hábitats disponibles para diferentes comunidades (Gómez y Cochero, 2013). Por otro lado, las modificaciones en la costa, como consecuencia de la introducción de diferentes tipos de infraestructuras, son otro factor que altera la dinámica costera, generando cambios en las condiciones de erosión y/o deposición en diferentes lugares de la costa. Además, los escombros remanentes de construcciones que puedan quedar depositados, van siendo erosionados y, en consecuencia, modifican la composición granulométrica natural del sedimento costero (Gómez y Cochero, 2013). De este modo, los sedimentos de la zona intermareal, pueden ser reemplazados por otros, cambiando las condiciones de acumulación de partículas como los MPs.

Ambos descriptores costeros (sucesión espacial de la vegetación y modificaciones en la costa) son los que se consideran para calcular el Índice del Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata) propuesto por Gómez y Cochero, (2013), cuyo desarrollo y valores se detallarán en los capítulos correspondientes.



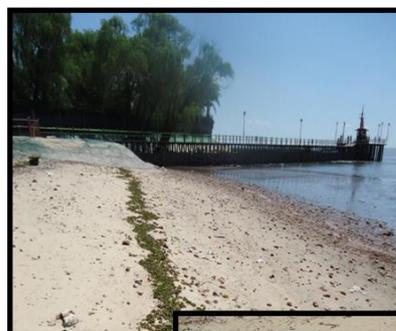
**Fig. 2.2** Mapa del área estudio con la ubicación de los diez sitios analizados (San Isidro, Quilmes, Berazategui, Punta Colorada, Punta Lara, Bagliardi, Balandra, Magdalena, Pearson y Punta Indio) y sus principales actividades y usos de la costa. Las capas del mapa se pueden descargar en el link <https://github.com/limnolab/Tesis-RPazos>

**Referencias del mapa (Fig. 2.2)**



***Fichas descriptivas de los sitios de muestreo*****San Isidro (SI)**

- Coordenadas: 34°29'5.81"S 58°28'50.14"O
- Uso del suelo (%): 87,5 urbano - 14,3 suburbano
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: ausente
- Rellenos: si
- Estructuras temporarias: no
- Escolleras/muelles: si
- Murallas: si
- Actividades: recreativas, náuticas y pesqueras, por lo que es un lugar muy concurrido y altamente urbanizado. Es el sitio más cercano (aproximadamente 6 km) a la descarga del Paraná de las Palmas.

**Quilmes (QUI)**

- Coordenadas: 34°42'27.70"S 58°13'38.10"O
- Uso del suelo (%): 60,8 urbano - 38,7 suburbano - 0,5 rural
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: ausente
- Rellenos: si
- Estructuras temporarias: no
- Escolleras/muelles: si
- Murallas: si
- Actividades: recreativas, náuticas y pesqueras. Ubicado aguas abajo (12 km) de la descarga de la cuenca Matanza-Riachuelo.



**Berazategui (BE)**

- Coordenadas: 34°44'40.73"S 58°10'35.14"O
- Uso del suelo (%): 39,3 urbano – 60,7suburbano
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: ausente
- Rellenos: si
- Estructuras temporarias: si
- Escolleras/muelles: no
- Murallas: si
- Actividades: directamente expuesto a la descarga cloacal de la ciudad de Buenos Aires, cuyo vertido final es a 2,5 km de la costa ribereña.



**Punta Colorada (PC)**

- Coordenadas: 34°45'10.50"S 58° 6'36.21"O
- Uso del suelo (%): 39,3 urbano – 60,7suburbano
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: ausente
- Rellenos: si
- Estructuras temporarias: si
- Escolleras/muelles: no
- Murallas: no
- Actividades: recreativas, y se encuentra 6 Km aguas abajo de la descarga de Berazategui.



**Punta Lara (PL)**

- Coordenadas: 34°49'11.00"S 57°58'1.07"O
- Uso del suelo (%): 19 urbano – 11,6 suburbano – 69,4 rural
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: ausente
- Rellenos: si
- Estructuras temporarias: si
- Escolleras/muelles: si
- Murallas: si
- Actividades: recreativas, náuticas y pesqueras; ubicado 700 m aguas abajo de la descarga del Canal Villa Elisa, el cual atraviesa zonas urbanas de la ciudad de La Plata.



**Bagliardi (BAG)**

- Coordenadas: 34°52'23.95"S 57°48'37.91"O
- Uso del suelo (%): 1,2 urbano – 8,3 suburbano – 90,5 rural
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: ausente
- Rellenos: si
- Estructuras temporarias: si
- Escolleras/muelles: si
- Murallas: no
- Actividades: náuticas, recreativas y pesqueras. Está ubicado 845 m aguas abajo de la descarga de aguas residuales de la ciudad de La Plata, cuyo vuelco se ubica en la costa.



**Balandra (BAL)**

- Coordenadas: 34°55'44.80"S 57°42'56.03"O
- Uso del suelo (%): 100 rural
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: parcial
- Rellenos: no
- Estructuras temporarias: si
- Escolleras/muelles: no
- Murallas: no
- Actividades: recreativas y pesqueras.



**Magdalena (MAG)**

- Coordenadas: 35° 1'50.24"S 57°30'21.43"O
- Uso del suelo (%): 3,9 urbano - 96,1 rural
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: parcial
- Rellenos: si
- Estructuras temporarias: si
- Escolleras/muelles: si
- Murallas: si
- Actividades: recreativas y pesqueras.



**Pearson (PE)**

- Coordenadas: 35° 7'27.69"S 57°22'52.99"O
- Uso del suelo (%): 100 rural
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: completo
- Rellenos: no
- Estructuras temporarias: no
- Escolleras/muelles: no
- Murallas: no
- Actividades: recreativas. Ubicado dentro de la Reserva Natural El Destino.



**Punta Indio (PI)**

- Coordenadas: 35°16'37.80"S 57°13'26.92"O
- Uso del suelo (%): 100 rural
- Grado de conservación de la sucesión espacial de vegetación: parcial
- Rellenos: no
- Estructuras temporarias: si
- Escolleras/muelles: si
- Murallas: no
- Actividades: recreativas y pesqueras. Ubicado en la zona mixohalina, en el Frente de Máxima Turbidez del estuario. Se encuentra dentro de la Reserva Parque Costero del Sur



## 2.3 Metodologías

En el presente capítulo se detallarán las metodologías utilizadas para la obtención de muestras y la separación de MPs en el ambiente, tanto en la columna de agua como en el sedimento intermareal. La obtención de las muestras para analizar la presencia de MPs en la biota y para analizar la colonización de MPs, se detallará en los capítulos correspondientes. No obstante, en este capítulo se describe la identificación de los MPs y el protocolo para evitar la contaminación de las muestras, ya que se sigue la misma metodología para todos los tipos de muestras analizadas.

### 2.3.a Microplásticos en el ambiente

El diseño de muestreo consistió en la implementación de campañas costeras con el objetivo de coleccionar muestras de la columna de agua y sedimento intermareal en los diez sitios mencionados anteriormente.

Según los objetivos planteados para la investigación, es importante considerar el número de réplicas y la frecuencia de muestreo en los sitios. Según Crawford y Quinn (2017), en el caso de que se realicen muestreos únicos, es para obtener una foto instantánea del nivel de contaminación microplástica de un sitio en un período particular de tiempo. Pero cuando el objetivo es analizar tendencias temporales, es necesario un muestreo repetido. En la presente tesis, se consideran los dos enfoques: espacial y temporal, por lo que el diseño específico (sitios analizados, número de muestras, frecuencia de muestreo) para cada objetivo se detallará en los capítulos correspondientes.

#### *-Microplásticos en agua*

**Recolección de muestras:** Con el objetivo de cuantificar MPs en la columna de agua, se coleccionaron muestras de 100 L de agua subsuperficial cada una (profundidad de 1 metro) y se filtraron en campo por una red de plancton de 36  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro. De acuerdo a los objetivos de cada capítulo, el número de réplicas por sitio varió entre 3 y 6. El concentrado del filtrado fue colocado en botellas, las cuales fueron transportadas al laboratorio y refrigeradas hasta su análisis.

**Procesamiento en laboratorio:** Se siguió el protocolo de Masura et al. (2015), con adaptaciones para el tipo de muestra de la presente tesis.

Las muestras de agua se colocaron en vasos de precipitado de 600 mL y con el fin de realizar una digestión de la materia orgánica presente, se les agregó 20 mL de peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) al 30 % y 20 mL de solución de Fe (II) 0,05 M. Los recipientes se cubrieron con vidrios de reloj y se calentaron a 75 °C durante media hora en plancha calefactora y se fueron agregando 20 mL de peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) cada treinta minutos hasta completar la digestión. Este paso se realizó hasta que cesara el burbujeo en la muestra, lo que indica que no hay más materia orgánica presente. Luego para generar una separación por densidad, logrando la flotabilidad de los MPs, se agregó NaCl (5 M) a la solución. Considerando el volumen final de cada muestra, se agregaron 6 gr cada 20 ml de solución. Una vez que la sal se disolvió, dicha solución se traspasó al separador por densidad (un embudo de vidrio con un tapón en su extremo) y se dejó asentar la solución por 24 hs (cubierto con papel aluminio). Pasado ese período, se procedió a filtrarla a través de filtro de nitrocelulosa (Osmonics de 0,45  $\mu m$  de poro, 47 mm de diámetro), utilizando bomba de vacío. El filtro se colocó en una cápsula de Petri, se cubrió con papel aluminio y se dejó secar a temperatura ambiente. Posteriormente, el filtro se observó bajo lupa (5.6X Olympus SZX7). Los conteos de MPs se expresaron como MPs  $m^{-3}$ .

A continuación se presenta un esquema de la recolección de las muestras y su procesamiento en laboratorio:



La separación por densidad es una de las técnicas más confiable y más comúnmente utilizada para la separación de MPs en muestras de agua y sedimento, ya que dependiendo de la densidad de la solución empleada, los MPs flotarán en la superficie y las

partículas pesadas, como granos de sedimento se hundirán favoreciendo la separación. Si bien se pueden utilizar diferentes reactivos con mayor densidad (por ejemplo ZnCl y NaI, entre otros) para generar la separación, según diversos autores el NaCl (densidad:  $1,2 \text{ g cm}^{-3}$ ) sigue siendo una de las opciones más elegidas y aceptadas debido a que es de bajo costo, fácil de conseguir y no implica procedimientos complejos para su reciclaje y gestión de los residuos. A pesar de que ciertos MPs de polímeros de mayor densidad posiblemente no se recuperen (PET:  $1,3-1,5 \text{ g cm}^{-3}$ ; PVC:  $1,15-1,7 \text{ g cm}^{-3}$ ), esta técnica logra la flotabilidad de la mayoría de los polímeros y de los más ampliamente utilizados y hallados en el medio ambiente, por lo que sigue siendo la más utilizada (Besley et al., 2017; Crawford y Quinn, 2017).

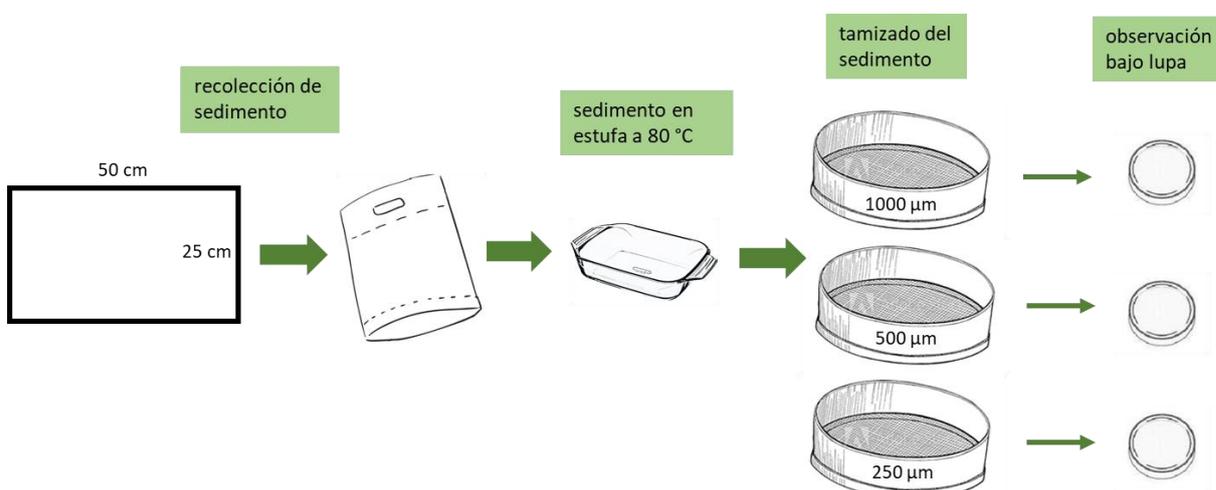
Lo mismo sucede con los agentes oxidantes que se emplean para la reducción de la materia orgánica presente en las muestras; ya que diversos autores han afirmado que el  $\text{H}_2\text{O}_2$  al 30 % además de los beneficios que tiene por ser de bajo costo, es un agente que no cambia la estructura de los MPs (Sujathan et al., 2017).

### *-Microplásticos en sedimento intermareal*

Debido a la dinámica propia de las zonas intermareales estuariales, una de las cuestiones que deben considerarse al coleccionar muestras de MPs en el sedimento en dichas áreas, es la selección del lugar apropiado para extraerlas. Por ejemplo, los MPs que han sido transportados por la marea a las zonas costeras, pueden alcanzar diferentes sectores de la costa a causa de factores que modulan su distribución como el viento, las mareas y las corrientes de deriva (Moreira et al., 2016). Inicialmente, los microplásticos se depositan en la zona intermareal, comúnmente a lo largo de la línea definida por la marca de marea alta (Thompson et al., 2004). Y como se ha reportado en la bibliografía, en dicha marca es donde se encuentra la mayor cantidad de material depositado (Van Cauwenberghe et al., 2015), por lo tanto se recomienda coleccionar el sedimento en esa zona para el análisis de MPs. Además, las ventajas de usar una transecta es que la variabilidad espacial puede explicarse mediante la recopilación de varias réplicas de las mismas condiciones generales, haciendo que las comparaciones sean más fáciles y las conclusiones más apropiadas en un diseño de muestreo estandarizado que se integra espacialmente (Löder y Gerdts, 2015).

**Recolección de muestras:** Se siguió la metodología propuesta por Frias et al. (2018), con modificaciones y adaptaciones para el ambiente estuarino. Las muestras de sedimento se colectaron a lo largo de una transecta paralela a la línea de costa, a la altura de la línea más alta de deposición de la marea. De acuerdo a los objetivos de cada capítulo el número de réplicas por sitio varió entre 3 y 6. Las muestras se tomaron al azar con un cuadrante de 25 cm x 50 cm, colectando el sedimento con una pala, a una profundidad de 2 cm. Las réplicas en cada sitio estuvieron separadas entre si a una distancia de 10 pasos a lo largo de la transecta. Cada muestra se transfirió a una bolsa, se cerró herméticamente y se transportó al laboratorio.

**Procesamiento en laboratorio:** Para el procesamiento de las muestras se siguió la metodología propuesta por Hidalgo-Ruz et al. (2012), con modificaciones. El sedimento se pasó a recipientes de vidrio, se cubrió con papel aluminio y se secó en estufa a 80 °C. Luego se pesó (peso seco) (balanza precisión 0,1 gr) y se tamizó a través de tamices de diferente tamaño de malla (1000  $\mu\text{m}$ , 500  $\mu\text{m}$  y 250  $\mu\text{m}$ ) y cada fracción se fue recuperando en capsulas de Petri, para su posterior observación en lupa. A la fracción menor a 250  $\mu\text{m}$  se le realizó una digestión de la materia orgánica y una separación por densidad siguiendo el mismo protocolo (Masura et al., 2015), tal como se explicó en la sección anterior para el procesamiento de las muestras de agua. Posteriormente, las fracciones de sedimento y de MPs recuperadas en las cápsulas de Petri y los filtros, se observaron bajo lupa (5.6X Olympus SZX7). Los conteos de MPs se expresaron como MPs  $\text{m}^{-2}$ . A continuación se muestran los esquemas de la recolección de las muestras y su procesamiento en laboratorio:





### 2.3.b Identificación de MPs

Para todas las muestras ambientales y de biota, los MPs fueron cuantificados e identificados. Debido a que los MPs son tan diversos, y pueden provenir de muchas fuentes diferentes, e incluyen una amplia gama de tamaños, colores y morfologías, y están compuestos de varios polímeros, resulta fundamental considerar esta diversidad, para clasificarlos y lograr una correcta identificación de los mismos. Por lo tanto los criterios relevantes que se consideran durante la identificación incluyen las propiedades como tamaño, tipo (forma) y color; y la composición química (tipo de polímero) (Frias et al., 2018). Para la correcta identificación visual de los MPs (bajo lupa o microscopio), se siguió el criterio ampliamente aplicado por Norén (2007) para definir una partícula de plástico:

- No se observan estructuras celulares ni orgánicas en la partícula de plástico.
- Si la partícula es una fibra, debe ser igualmente gruesa y tener una flexión tridimensional.
- Partículas de color homogéneo.
- Si no es obvio que la partícula está coloreada, es decir, si es transparente o blanquecina, se examina con especial cuidado para excluir un origen orgánico.

Durante los análisis, las partículas se examinaron cuidadosamente, se tuvieron en cuenta los colores y/o brillos no naturales como indicadores de partículas plásticas, y las que no poseían coloración uniforme o poseían estructuras potencialmente celulares u orgánicas fueron rechazadas; y sólo las que cumplían con los criterios anteriores se incluyeron como partículas de plástico. De este modo se continuó con las siguientes características que se tienen en cuenta para la identificación de los MPs.

### ***Clasificación por tamaño***

Cada microplástico hallado en las muestras fue medido (dimensión máxima) bajo lupa o microscopio utilizando un micrómetro.

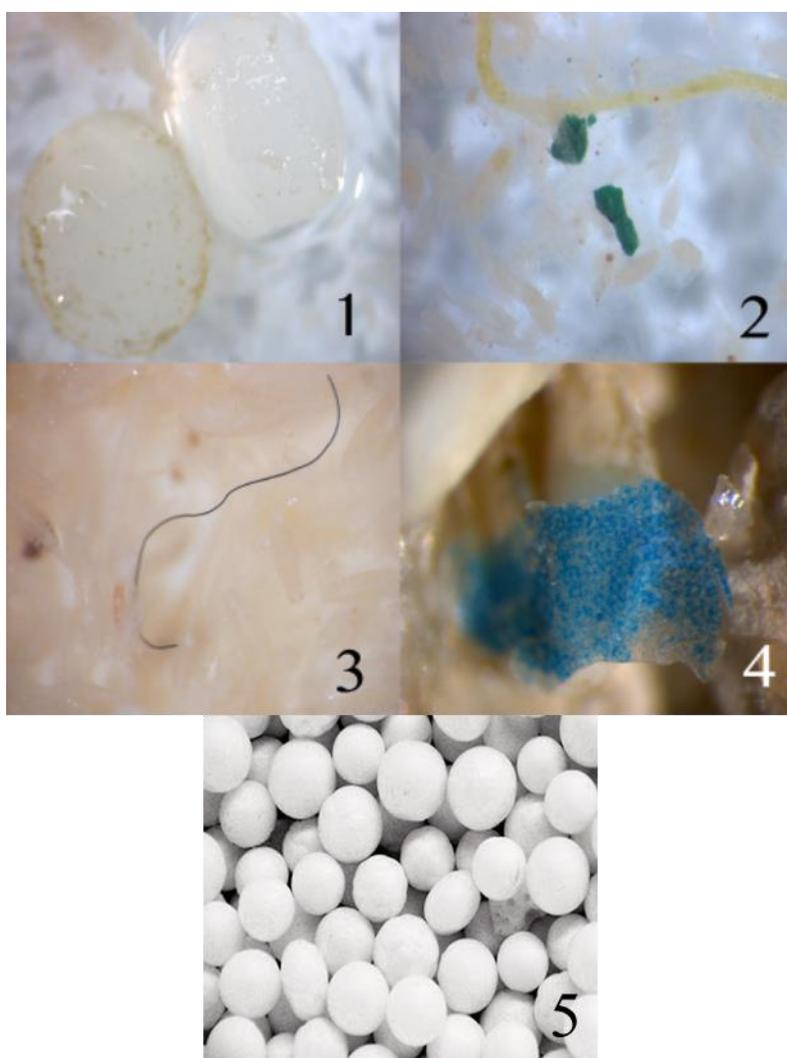
Se describen a continuación las categorías de tamaños de residuos plásticos, incluyendo los MPs (MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter, 2013), que son los estudiados en la presente tesis:

- i. Macroplásticos > 2,5 cm
- ii. Mesoplásticos 0,5 < 2,5 cm
- iii. Microplásticos  $1 \mu\text{m} \leq 5 \text{ mm}$**
- iv. Nanoplásticos < 1  $\mu\text{m}$

### ***Clasificación por tipo***

Este criterio se basa en los tipos de MPs según su forma. Los MPs suelen presentar muchas formas y colores, por lo que la morfología de un microplástico se utiliza para asignarlo a una categoría común, lo que en última instancia puede ayudar a deducir acerca de las potenciales fuentes (Helm, 2017). En la bibliografía acerca de MPs, frecuentemente se reconocen cinco categorías diferentes definidas según la morfología, que incluyen fibra, fragmento, pellet, film y foam (Rezania et al., 2018) (Figura 2.3). Para reconocer las posibles fuentes, sabemos que ciertas formas generalmente se desprenden de ciertos productos, lo que nos ayuda a deducir el potencial origen de los MPs en la naturaleza. A modo de ejemplo, las fibras tienden a desprenderse de la ropa, o productos de higiene personal; los pellets se asocian generalmente con materia prima industrial; y si son de tamaño muy pequeño pueden ser microperlas de productos de cuidado personal o depuradores industriales; los films suelen fragmentarse del packaging que se utiliza como envoltorio; mientras que la espuma a menudo proviene de productos de espuma de poliestireno expandido, para el aislamiento o el envasado de alimentos (Rochman et al., 2019). Para clasificar los tipos de MPs en la presente tesis, se siguieron las cinco categorías mencionadas, cuya descripción es la siguiente:

1. Pellet: piezas de plástico aproximadamente cilíndricas, discoides, ovoides o esféricas con superficie lisa, (es decir, una morfología homogénea).
2. Fragmento: pieza de plástico de forma irregular, de bordes afilados, angulares y subangulares.
3. 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.
4. Film: pieza de plástico como una lámina delgada, plana y maleable.
5. Foam (styrofoam): son livianos, presentan aspecto como de esponja, son compresibles y suelen ser de color blanco.



**Fig. 2.3** Ejemplos de tipos de MPs: (1) pellet, (2) fragmento, (3) fibra, (4) film (extraídos de Frias et al., 2018) y (5) foam.

### ***Clasificación por color***

Si bien el color no es un criterio crucial en un marco de categorización, es importante incluirlo como un descriptor adicional. El color resulta una propiedad importante ya que los materiales coloridos proporcionan una fuerte evidencia de un origen antropogénico, por lo que es una herramienta útil para reconocer un origen plástico simplificando su identificación (Cole et al., 2014; Castro et al., 2016; Gallagher et al., 2016). La clasificación de los MPs según el color, es útil para seguir intentando identificar potenciales fuentes, así como posibles aditivos que pueda contener el plástico (Hartmann et al., 2019). Además, puede resultar importante conocer el color de los MPs en un contexto biológico, ya que dependiendo de las preferencias de alimentación de los organismos, algunos colores de las partículas pueden resultar más o menos confundibles con alimentos (Ory et al., 2017).

Para esta característica se siguieron las categorías asignadas por Frias et al. (2018):

- |                  |                  |
|------------------|------------------|
| 1 negro ■        | 5 rojo ■         |
| 2 azul ■         | 6 verde ■        |
| 3 blanco □       | 7 multicolor ■■■ |
| 4 transparente □ | 8 otros ■■■■     |

En este criterio, se atribuyó una clase separada al multicolor, ya que representa MPs que tienen un color en un lado y otro color en el otro lado, o que puedan contener varios colores. La diferencia entre blanco y transparente es la opacidad: el blanco es opaco y el transparente es translúcido. Colores como el violeta, rosa, gris, amarillo, naranja o marrón, que suelen ser poco comunes, se incluyen en la categoría "Otros".

### ***Composición química***

La composición química, es decir conocer los polímeros que componen los MPs, es un criterio muy importante para la identificación de los mismos. Caracterizar los polímeros resulta de gran utilidad para avanzar en conocer las posibles fuentes de los MPs hallados en el ambiente y en la biota. En este criterio se incluye tanto a los polímeros sintéticos típicamente derivados del petróleo como PE, PP, PS, PET y PVC, entre otros, como a los

polímeros semi-sintéticos. Éstos comprenden polímeros naturales como el caucho natural y la celulosa que se procesan posteriormente para hacer el polímero final (rayón y celofán). Debido a que estos polímeros están altamente modificados, también se consideran artificiales (Hartmann et al., 2019), por lo que los MPs conformados por esos materiales (ej: fibras semi-sintéticas) persisten en los ambientes acuáticos.

Si bien existen diversas técnicas, en la presente tesis se utilizó la técnica Attenuated Total Reflection Fourier Transformed Infrared spectroscopy (ATR-FTIR), la cual es la más ampliamente utilizada para la identificación del tipo de plástico del que están compuestos los MPs en muestras ambientales (Hidalgo-Ruz et al., 2012). La técnica FTIR es altamente precisa ya que genera espectros infrarrojos (IR) específicos que contienen patrones de bandas distintos, permitiendo así la diferenciación entre materiales plásticos y materiales naturales. La técnica se basa en que la mayoría de las moléculas absorben luz en la región infrarroja del espectro electromagnético. Con una longitud de onda más larga que la de la luz visible, y fuera de la región roja del espectro visible, la luz infrarroja tiene una longitud de onda de  $750 \text{ nm}^{-1} \text{ mm}$ . Al medir la absorción de radiación infrarroja a diferentes frecuencias, se puede generar un espectro de absorción que proporciona información sobre la estructura molecular de la muestra. Dado que los diferentes tipos de plástico tienen una combinación única de átomos, no habrá materiales plásticos distintos con un espectro IR idéntico. Por eso, los espectros FTIR son únicos para cada tipo de plástico y pueden usarse para identificar el tipo de plástico que conforma cada microplástico. Sin embargo, la utilización de técnicas de transmisión requiere que una muestra sea suficientemente transparente para que las longitudes de onda infrarrojas puedan pasar y transmitir a través de la muestra. Con la mayoría de los polímeros, esto no suele ser posible. Por esto, se utilizó además una técnica de reflectancia, la reflexión total atenuada (ATR).

Una vez obtenidos los espectros IR, se comparan con una base de datos de espectros de referencia para identificar el tipo de plástico. Sin embargo, puede haber diferencias menores entre los diferentes espectros para el mismo tipo de plástico, como consecuencia de impurezas en el material plástico, agregado de aditivos o el estado de oxidación y desgaste de los MPs ambientales (Crawford y Quinn, 2017).

En la presente tesis, submuestras de MPs hallados en el sedimento intermareal se analizaron mediante ATR-FTIR, como se detalla en el capítulo 5.

### 2.3.c Reporte de unidades

Las unidades en que se expresan los MPs son importantes para permitir la comparación entre estudios. Las unidades propuestas para los MPs son:

- |  |   |                        |
|--|---|------------------------|
| 1. MPs por área ( $\text{MPs m}^{-2}$ ) en sedimento intermareal | } | <b>MPs en ambiente</b> |
| 2. MPs por volumen ( $\text{MPs m}^{-3}$ ) en columna de agua    |   |                        |
| 3. MPs $\text{ind}^{-1}$ o $\text{MPs gr}^{-1}$                  | } | <b>MPs en biota</b>    |

### 2.3.d Prevención de contaminación de las muestras que contienen MPs (ambientales y de biota)

Con el objetivo de evitar la contaminación de las muestras analizadas con MPs, los materiales a utilizar en la recolección de las mismas, fueron previamente lavados con alcohol y con agua destilada tres veces, y se mantuvieron siempre tapados o cerrados. Durante la manipulación de muestras en el laboratorio, se llevó adelante un protocolo que implicó la utilización de guardapolvo y guantes de nitrilo. Las superficies donde se trabajó siempre fueron previamente limpiadas con alcohol. Todos los materiales a utilizar (vasos de precipitados, probetas, cápsulas de Petri, pinzas, etc.) fueron lavados con alcohol y luego enjuagados tres veces con agua destilada. Además, los materiales para manipular (pinzas, espátulas, etc.) siempre fueron lavados con agua destilada entre muestras. Durante su procesamiento, las muestras se mantuvieron cubiertas con vidrio de reloj y luego con papel aluminio hasta su observación bajo lupa, siempre con mucho cuidado de que las muestras prácticamente no estén expuestas al aire en ningún momento, sólo para su observación. Además se procuró que en los ambientes donde se trabajaba no haya flujo de aire.

También se procesaron muestras control conteniendo agua destilada, con las cuales se procedió con el mismo protocolo que se siguió para analizar las muestras ambientales y

de biota. En todos los casos, la contaminación por MPs en los controles fue nula o despreciable, por lo que los protocolos se consideraron adecuados.

## 2.4 Análisis estadístico

Para comparar si existen diferencias significativas en las abundancias de MPs en los compartimentos estudiados (columna de agua, sedimento intermareal y biota), entre sitios o entre diferentes tiempos dependiendo del enfoque y objetivos de los estudios llevados a cabo en la presente tesis, se realizaron Análisis de la Varianza a una vía (ANOVA). Los datos de abundancias de MPs fueron previamente transformados de acuerdo con la transformación de mejor ajuste mediante  $\ln(x+1)$  o raíz cuadrada.

El ANOVA debe cumplir con tres supuestos (Barlett, 1947; Cochran, 1947; Eisenhart, 1947; Box, 1953; Scheffé, 1959; Underwood, 2007):

- 1) Independencia de los datos: este supuesto depende del diseño y es esencial para poder aplicar el ANOVA.
- 2) Homogeneidad de varianzas: considera que la varianza es constante (no varía) en los diferentes niveles de un factor, es decir, entre diferentes grupos. La falta de homogeneidad es un problema si uno de los grupos tiene una varianza mucho mayor que el resto. Este supuesto se testeó mediante el test de Barlett, el cual además es sensible a la normalidad de los datos.
- 3) Normalidad: el ANOVA es muy robusto a la falta de normalidad, incluso cuando las muestras son pequeñas.

En el caso de encontrar diferencias significativas, se utilizó a posteriori la prueba de Fisher para establecer entre cuáles grupos se dan dichas diferencias.

Cuando los supuestos no fueron superados, se realizó un Análisis de la Varianza no paramétrico (Kruskal-Wallis).

Con el fin de examinar la relación entre distintas variables, se utilizaron análisis de correlación, los cuales emplean coeficientes de asociación (valores numéricos que permiten cuantificar el grado de ajuste y de relación lineal entre dos variables). Se emplearon el coeficiente de correlación de Pearson (paramétrico), y el coeficiente de correlación de Spearman (no paramétrico) (Legendre y Legendre, 2012). Con ambos análisis se obtiene

un coeficiente de asociación, cuyos valores van de -1 a 1, siendo 0 el valor que indica no correlación, y los signos indican correlación directa e inversa. Para la interpretación de los resultados, tanto para Pearson y Spearman hay que considerar: si el coeficiente de correlación arrojado (R) va entre 0 y 0,2, entonces la correlación es mínima; si va entre 0,2 y 0,4, es una correlación baja; si va entre 0,4 y 0,6, entonces es una correlación moderada; entre 0,6 y 0,8 es una correlación buena; y entre 0,8 y 1, es una correlación muy buena. Esto mismo aplica para los valores negativos.

Como se consideraron diferentes enfoques y metodologías particulares para la realización de los estudios de la presente tesis, los análisis estadísticos específicos se detallan en cada capítulo.

## Capítulo 3

### Distribución espacial de microplásticos en agua y su relación con la comunidad planctónica

---

#### 3.1.a Introducción

La mayoría de los desechos tienen fuentes terrestres, sin embargo, muchos tipos de restos plásticos (por ejemplo, redes de pesca, cuerdas, botellas y bolsas de plástico) se producen in situ en los ecosistemas costeros y dependen, en muchos casos, de los tipos de actividades que allí se desarrollan. Los reportes acerca de MPs en la columna de agua son principalmente en ambientes marinos, mientras que en ambientes de agua dulce son más escasos (Blettler et al., 2017; Eerkes-Medrano et al., 2015; Li et al., 2016), e incluso menos frecuente en los estuarios (Browne et al., 2010; Costa et al., 2011; Thornton y Jackson, 1998). En estos últimos los desechos plásticos pueden ingresar desde el océano a través del viento, las olas y el flujo de las mareas y por la escorrentía terrestre (LeRoux, 2005; Nordstorm et al., 2006), así como a través de descargas de aguas cloacales que suelen aportar grandes porcentajes de MPs, principalmente fibras. La contaminación plástica está aumentando particularmente en los estuarios debido a los centros urbanos e industriales que se instalan en sus costas, por lo que las altas concentraciones de plásticos también se asocian con el tamaño poblacional y con el uso del suelo de los ambientes costeros (Browne et al., 2011; Seto, 2011; Yonkos et al., 2014). Por otra parte, es reconocida la importancia del patrón de distribución espacial de los MPs en relación con los gradientes ambientales propios del ecosistema, para comprender las consecuencias de este contaminante emergente en los ambientes acuáticos.

Una vez que los MPs ingresan a los ecosistemas acuáticos, interactúan con las comunidades, entre las que se encuentra la planctónica. Debido a que muchos MPs flotan, quedan ampliamente disponibles para los organismos ya que estas partículas pueden confundirse como alimento por su similitud, en cuanto al tamaño y la morfología, con organismos planctónicos (Land, 2015). Por lo tanto, los MPs presentes en ecosistemas estuariales pueden representar un riesgo potencial en el nivel basal de la cadena alimentaria de estos ambientes. Sin embargo, pocos estudios han analizado los MPs contenidos en las muestras de plancton (Lima et al., 2014).

Debido a que la costa argentina del estuario del Río de la Plata recibe importantes cargas de contaminantes resulta necesario conocer la distribución espacial de MPs en la columna de agua integrando la comunidad planctónica del área de estudio y la relación de este contaminante emergente con la calidad del hábitat costero de la Franja Costera Sur. Además el análisis de la abundancia de MPs realizado en este capítulo pretende aportar información para comparar este ambiente con otros estuarios con el fin de comprender el grado de contaminación microplástica que están sufriendo y poner en evidencia que es comparable al de los ecosistemas marinos.

### **3.1.b Objetivos**

- 1-** Explorar la cantidad, tipos, tamaños y colores de MPs en la columna de agua, y su distribución espacial a lo largo de 10 sitios en el sector de agua dulce-mixohalino de la Franja Costera Sur del Río de la Plata.
- 2-** Analizar las características de los MPs hallados en relación con las del plancton (tamaño y morfología).
- 3-** Analizar la relación de los MPs en el agua y la calidad del hábitat costero de la Franja Costera Sur, evaluada a través del Índice de Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata) (Gómez y Cochero, 2013).
- 4-** Realizar un análisis comparativo de la abundancia de los MPs hallados en la columna de agua, con la de otros ambientes estuariales.

### **3.2 Materiales y métodos**

El área de estudio comprendió 150 km de la Franja Costera Sur del estuario del Río de la Plata, entre las localidades de San Isidro y Punta Indio. Se seleccionaron diez sitios de muestreo, influenciados por diferentes usos de la tierra (Gómez y Cochero, 2013), cuyas descripciones fueron detalladas en el capítulo 2 en la sección "Área de estudio".

Se realizaron dos campañas de muestreo: la primera entre septiembre y noviembre de 2016 (muestreo 1) y la segunda entre abril y junio de 2017 (muestreo 2).

En cada sitio de muestreo se filtraron, mediante una red de plancton, 100 L de agua subsuperficial (profundidad 1 m) por triplicado, como se especificó en el capítulo 2 en la

sección "Metodologías". Del agua filtrada, se extrajeron 5 mL para el análisis del zooplancton, que se conservaron en formalina (concentración final 4%), el resto del agua filtrada se refrigeró y se destinó al recuento de MPs. Además, se recogieron 125 mL de agua subsuperficial por triplicado, para el análisis de fitoplancton y se fijaron con formalina (concentración final 2%).

Parámetros físico-químicos como la temperatura, pH, turbidez, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales y la saturación de oxígeno, se midieron en el campo por triplicado, con un sensor multiparamétrico (Horiba U-50).

Los muestreos se realizaron durante marea baja, y los valores de la altura de marea fueron suministrados por el Servicio Argentino de Hidrografía Naval. Los datos meteorológicos (dirección e intensidad del viento) de los días de muestreo fueron proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional.

En el laboratorio, las muestras de la columna de agua para el conteo de MPs, fueron tratadas y analizadas como se explicó en el capítulo 2, obteniéndose filtros para su posterior observación (Fig. 3.1). Los MPs hallados fueron contados, medidos y clasificados por tipo y color. Los valores de abundancia se expresaron como MPs  $m^{-3}$ .

Se aplicaron los protocolos para prevenir la contaminación de las muestras y los controles, tal como fue detallado en el capítulo 2.

El fitoplancton se contó en cámaras de sedimentación de 5 mL bajo un microscopio invertido Olympus IX51, a 400x y 600x. La densidad del zooplancton se estimó utilizando una cámara Sedgwick-Rafter (APHA, 1998). La abundancia de organismos tanto del fitoplancton como del zooplancton se expresó como ind  $m^{-3}$ .

La identificación del fitoplancton y del zooplancton se realizó siguiendo los criterios de: Desikachary (1959), Olivier (1965), Bourrelly (1972) Streble y Krauter (1987), Tell y Conforti (1986), Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b), Komárek y Anagnostidis (1999, 2005) y Coelho-Botelho (2003).



**Fig. 3.1** Filtro preparado para su observación bajo lupa.

### Calidad del hábitat

Con el fin de evaluar la calidad del hábitat costero de la Franja Costera del Sur del Río de la Plata, se empleó el Índice de Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata) propuesto por Gómez y Cochero (2013). Para obtener el índice, se utilizan cuatro descriptores que fueron registrados en cada sitio:

- 1) sucesión espacial de la vegetación costera
- 2) modificaciones costeras debido a la introducción de infraestructuras
- 3) presencia de basura en la costa
- 4) indicadores biológicos de déficit de oxígeno.

El IHRPlata asume valores entre 0 y 10. De acuerdo a dichos valores se establecen cinco calidades de hábitat, cuyas descripciones y valores se detallan a continuación:

- Muy buena (> 8-10): Sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña no alterada, ausencia o muy baja ocurrencia de residuos, ausencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, muy buena conectividad entre el ecosistema acuático y el terrestre.

- Buena (> 6-8): Sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña ligeramente modificada, baja ocurrencia de residuos, ausencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, buena conectividad entre el ecosistema acuático y el terrestre.
- Moderada (>4-6): Sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña modificada, moderada cantidad de residuos, ausencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, conectividad aceptable entre el ecosistema acuático y el terrestre.
- Mala (> 2-4): Marcada modificación de la sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña, moderada a alta ocurrencia de residuos, presencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, conectividad disminuida entre el ecosistema acuático y el terrestre.
- Muy mala (0-2): La sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña muy modificada o ausente, alta ocurrencia de residuos, presencia de indicadores de déficit de oxígeno disuelto, conectividad muy disminuida entre el ecosistema acuático y el terrestre.

### ***Análisis estadístico***

Para analizar estadísticamente, los datos de abundancia de MPs  $\text{m}^{-3}$  fueron transformados y los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza se testearon mediante la prueba de Barlett. El promedio de MPs  $\text{m}^{-3}$  entre sitios se comparó mediante ANOVA a una vía. Cuando los datos no superaron los supuestos de ANOVA, se analizaron mediante una prueba no paramétrica (Kruskal-Wallis). Se considera que las diferencias son significativas cuando  $p \leq 0,05$ . La relación entre la abundancia de MPs, las variables ambientales y el índice IHRPlata se analizaron utilizando el coeficiente de correlación de Spearman.

## **3.3 Resultados**

### ***3.3.a Variables ambientales***

El área de estudio muestra un gradiente natural, propio de un ecosistema estuarial, que se manifiesta particularmente en la conductividad eléctrica, turbidez y sólidos disueltos totales, que aumentan hacia la zona mixohalina del estuario (sitios PE y PI). El porcentaje

de saturación de oxígeno mostró las concentraciones más bajas en el sitio más urbanizado (SI) y en las descargas de aguas cloacales (BE y BAG). Los valores de marea correspondieron a ciclos de bajamar, mientras que los vientos oscilaron entre 7 y 28 km h<sup>-1</sup>, correspondientes a diferentes direcciones (Tabla 3.1).

	Sitios	Temp (°C)	pH	Turbidez (UNT)	Conductividad (µs cm <sup>-1</sup> )	Salinidad (UPS)	% Oxígeno disuelto	Sólidos disueltos totales (mg L <sup>-1</sup> )	Vientos intensidad (km h <sup>-1</sup> )	Vientos dirección	Mareas (m)
Muestreo 1	SI	22,1	7,8±0,1	107±2	329	0,17	76,5±0,9	0,2	9	SO	0,64
	QUI	18,7	8,2	122±3	597±2	0,33	131,4±2,8	0,4	9	SO	0,37
	BE	22	8,2	210±5	1042±1	0,55	14,4±0,1	0,9	12	SO	0,61
	PC	17±0,1	8,9±0,1	51±3	606±1	0,35	137±8,9	0,4	12	N	0,53
	PL	14,4±0,3	8,3±0,3	97±6	395±9	0,24±0,01	100,4±2,4	0,3	10	S	-
	BAG	30,4	7,8	113±3	821±21	0,36±0,01	81±0,8	0,5	15	N	0,65
	BAL	25,4±0,1	8,6±0,1	374±8	527±4	0,25	125,6±6,3	0,3	15	N	0,56
	MAG	23,6±0,1	8,8±0,1	180±3	648±171	0,33±0,09	105±0,2	0,5	10	-	0,73
	PE	21,9±0,2	8,7±0,2	170±2	10200	7,34±0,03	129±3,3	6,3	10	-	0,64
	PI	19,9±0,2	9,2±0,2	130±8	7330±61	4,5±0,02	111,7±11,8	4,6	10	-	0,46
Muestreo 2	SI	14±0,3	6,8±0,1	90±2	338±2	0,21	75,8±3,6	0,2	13	NO	0,46
	QUI	10,8±0,2	7,4±0,2	51±6	581±3	0,39	82,2±6,2	0,4	13	NO	0,30
	BE	11,9±0,2	8,4±0,1	74±11	660±9	0,44±0,01	81,6±4,2	0,4	28	N	0,18
	PC	17,8±0,1	8,2±0,1	130±3	490	0,28	117,9±2,8	0,3	18	S	0,63
	PL	17,9	8,1±0,2	117±6	449±2	0,25	104,7±1,2	0,3	18	S	0,6
	BAG	17,8	7,4±0,1	83±2	629±2	0,36	73,5±4,3	0,4	7	SE	0,42
	BAL	17,5±0,2	8±0,2	146±4	343±1	0,19±0,01	101,3±0,1	0,2	7	SE	0,39
	MAG	21,7±0,3	8,5±0,1	800	583±19	0,3±0,01	98,5±0,8	0,4	20	NE	0,76
	PE	21,3±0,3	8,5±0,1	286±8	3753±15	2,15±0,01	96,5±4,8	2,4	20	NE	0,66
	PI	21±0,2	8±0,1	366±24	12900±100	8,09±0,04	106,2±4,7	8±0,1	20	NE	0,46

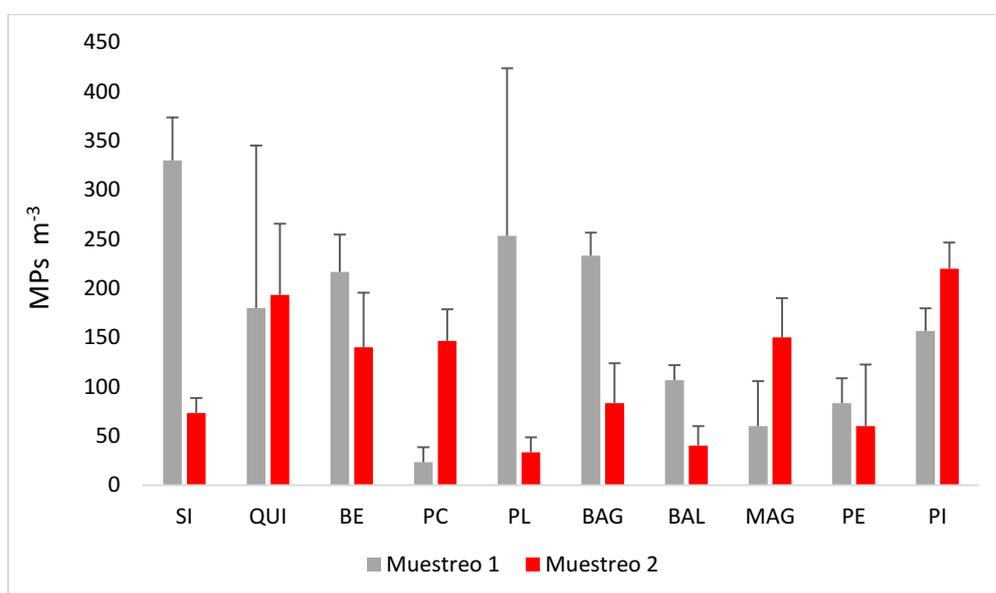
**Tabla 3.1** Parámetros físico-químicos (promedio ± desvío estándar), dirección e intensidad del viento y altura de la marea en cada sitio de muestreo.

### 3.3.b Abundancia, tamaño, tipo, color y distribución de microplásticos

La distribución de MPs fue irregular a lo largo de la costa (Fig. 3.2). La densidad promedio de MPs en el área de estudio, considerando ambos muestreos fue de 139 MPs m<sup>-3</sup>. Las cantidades de MPs fueron variables entre las réplicas y los períodos de muestreo. En el muestreo 1, la abundancia promedio de MPs en el área de estudio fue 164 MPs m<sup>-3</sup>, siendo más abundantes en los sitios cercanos a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (SI, QUI) y la ciudad de La Plata (PL), seguidos de descargas de aguas cloacales (BE, BAG) y

el sitio ubicado en el Frente de Máxima Turbidez (PI). Mientras que en el muestreo 2, la media fue de 114 MP<sub>s</sub> m<sup>-3</sup>, siendo el sitio PI el más abundante, seguido del sitio QUI. La abundancia promedio de MP<sub>s</sub> fue significativamente diferente entre los sitios para ambos muestreos (tabla 3.2). No se encontraron correlaciones estadísticamente significativas entre la abundancia de MP<sub>s</sub> y las variables ambientales.

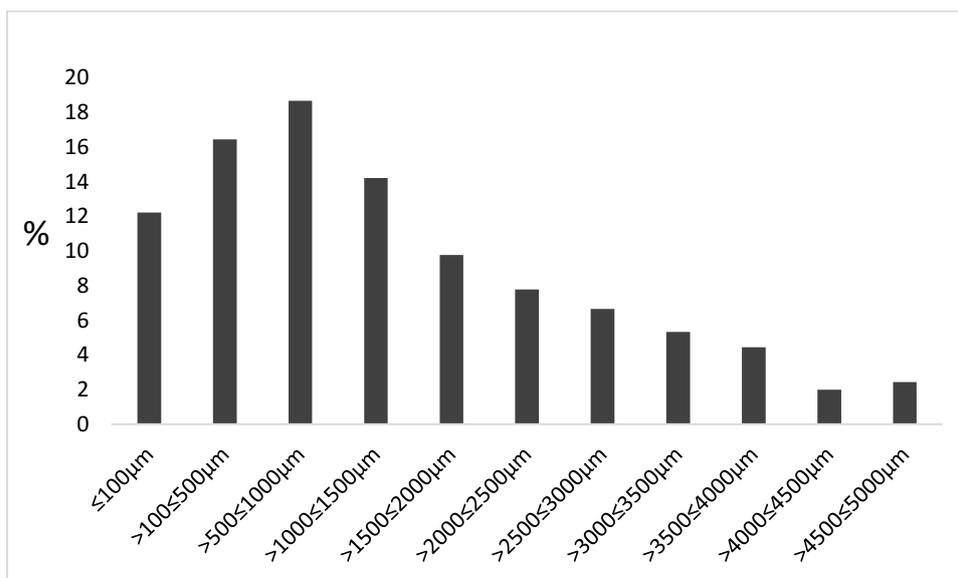
Los tamaños de MP<sub>s</sub> más frecuentes fueron  $> 500 \leq 1000 \mu\text{m}$  (Fig. 3.3). Con respecto a los tipos de MP<sub>s</sub> hallados, correspondieron a dos: fibras y fragmentos (Fig. 3.4 a y b), siendo más abundantes las fibras en ambos muestreos. Sin embargo, los sitios donde su abundancia fue mayor, difirió entre los dos muestreos siendo más abundantes en los sitios SI, BAG y BE, en el muestreo 1 (Fig. 3.5) y en los sitios PI, QUI y PC, en el muestreo 2 (Fig. 3.6). La prueba de Kruskal-Wallis realizada entre los promedios de fibras fue significativamente diferente ( $p < 0,05$ ) entre los sitios; mientras tanto, las diferencias de promedios de fragmentos no fueron significativas. En cuanto a los colores de los MP<sub>s</sub> hallados, el azul (34 %), el negro (15 %) y la categoría otros fueron los más abundantes (Fig. 3.7).



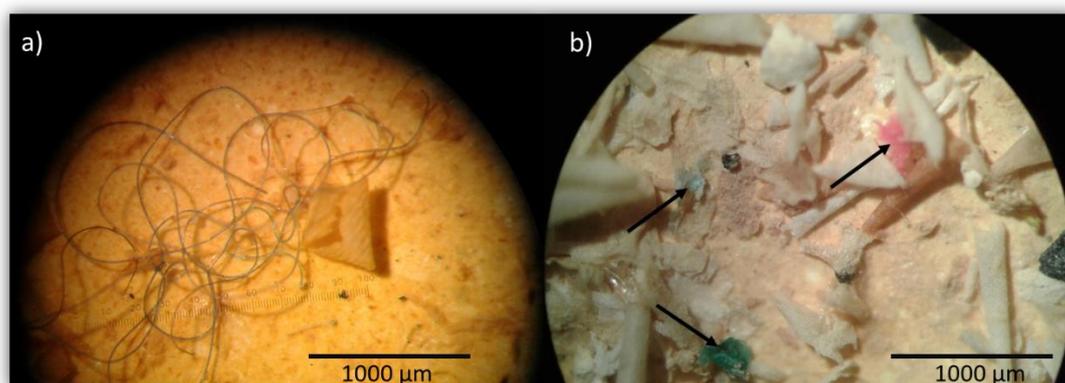
**Fig. 3.2** Distribución de microplásticos (abundancia promedio y desvío estándar), en el área de estudio para ambos muestreos

	GL	F	p
Sitios (muestreo 1)	9	7,6	< 0,01
Sitios (muestreo 2)	9	5,4	< 0,01

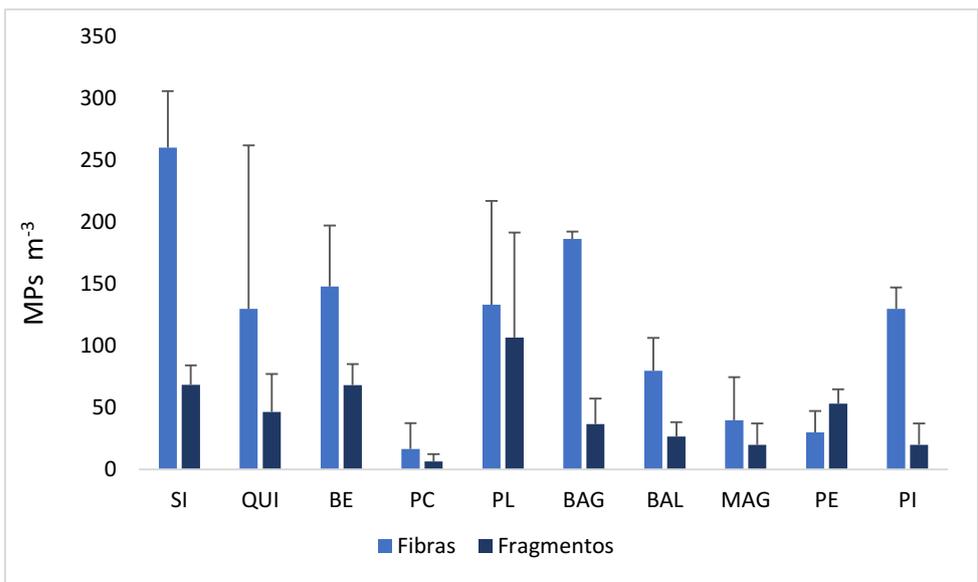
**Tabla 3.2** Resultados del ANOVA a una vía (GL: grados de libertad, F y p valor) comparando la abundancia de MPs m<sup>-3</sup> entre sitios para los dos muestreos.



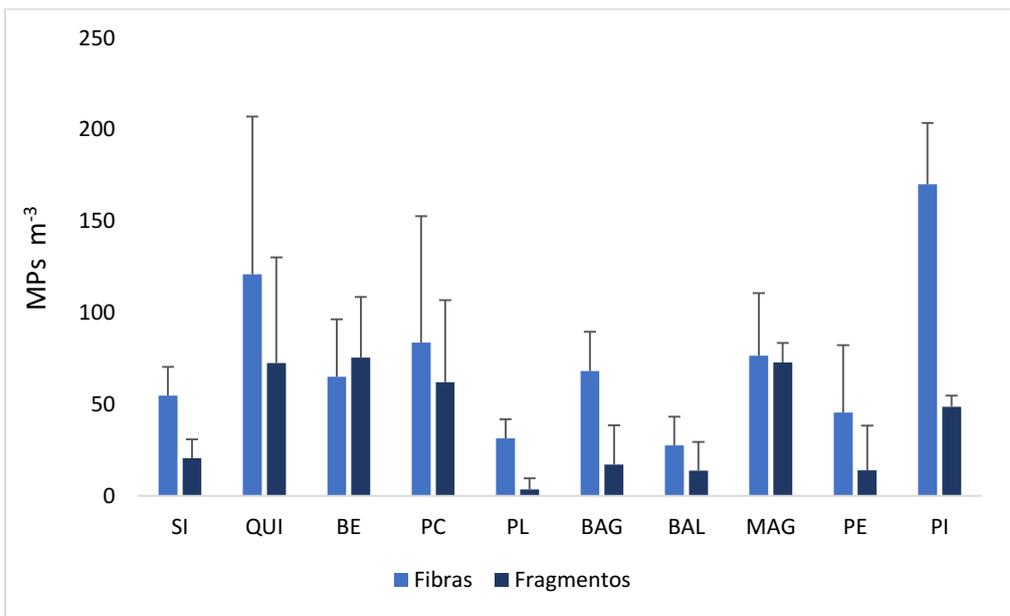
**Fig. 3.3** Porcentaje de microplásticos correspondientes a diferentes tamaños considerando ambos muestreos.



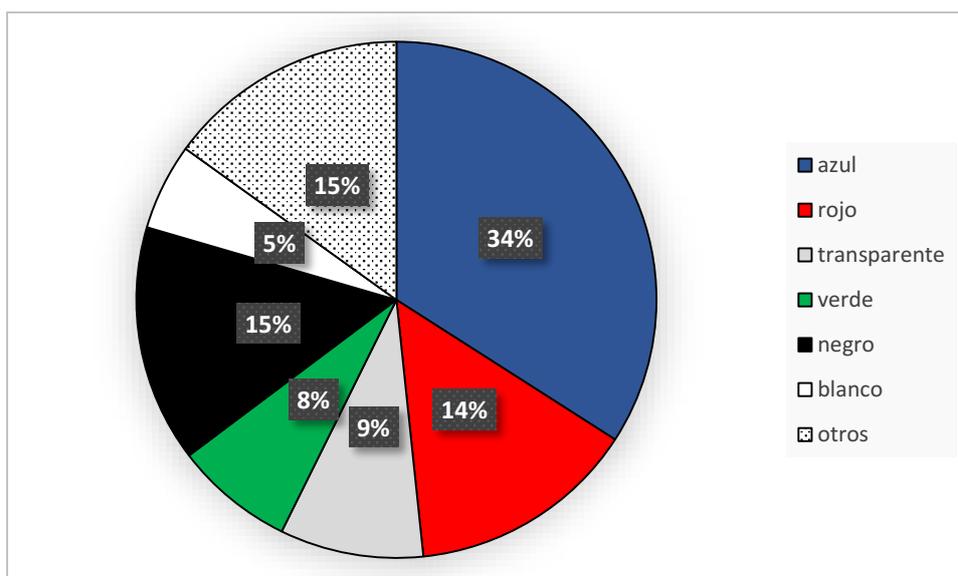
**Fig. 3.4** Tipos de microplásticos hallados en las muestras de agua, en la figura (a) se observan fibras y en la (b) fragmentos (señalados con flechas).



**Fig. 3.5** Abundancia promedio y desvío estándar de fibras y fragmentos, en el muestreo 1 en el área de estudio.



**Fig. 3.6** Abundancia promedio y desvío estándar de fibras y fragmentos, en el muestreo 2 en el área de estudio.

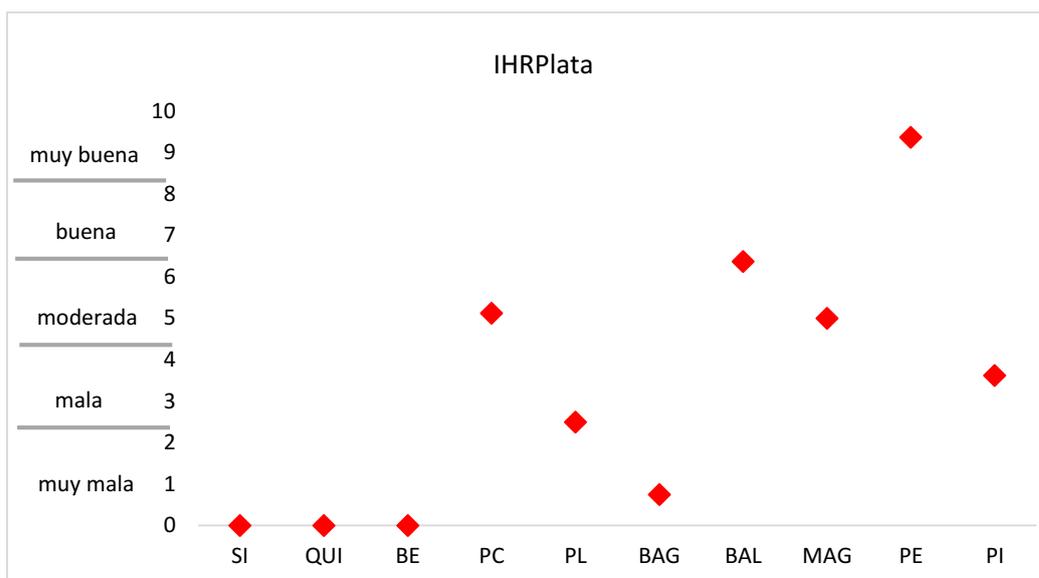


**Fig. 3.7** Porcentaje de colores de microplásticos hallados en el área de estudio para ambos muestreos.

### 3.3.c Calidad del hábitat vs microplásticos en la columna de agua

Para este análisis, se consideraron los promedios de los dos muestreos juntos, tanto de los MPs como del índice. De acuerdo con los valores obtenidos del índice IHRPlata, cuatro de los sitios (SI, QUI, BE y BAG), presentaron una calidad de hábitat muy mala; PL y PI una mala calidad; PC y MAG una calidad moderada, mientras que un sitio presentó buena calidad (BAL) y sólo uno presentó muy buena (PE) (Fig. 3.7). Es decir, considerando las descripciones de las categorías que asumen los valores del índice; ocho sitios presentaron de alta a moderada ocurrencia de residuos en la costa y diferentes grados de modificación de la sucesión espacial de los tipos de vegetación ribereña, siendo en un solo sitio no alterada.

La relación entre la abundancia de MPs  $m^{-3}$  y el índice IHRPlata fue significativa y negativa ( $p < 0,01$ ;  $R = -0,457$ ; correlación moderada), es decir los sitios donde se hallaron las mayores abundancias de MPs fueron los sitios con las peores calidades del hábitat de acuerdo a los valores del índice.

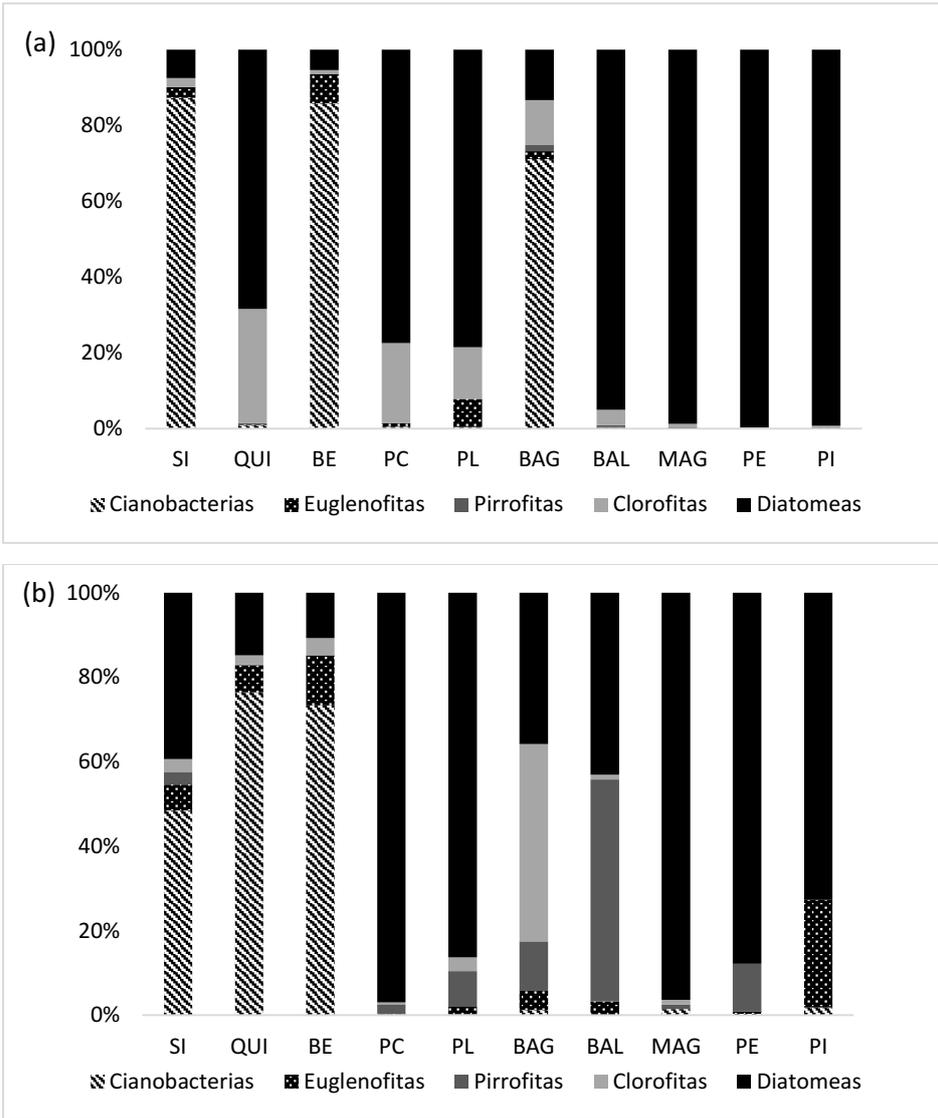


**Fig. 3.7** Valores del Índice del Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata) para cada uno de los sitios de muestreo.

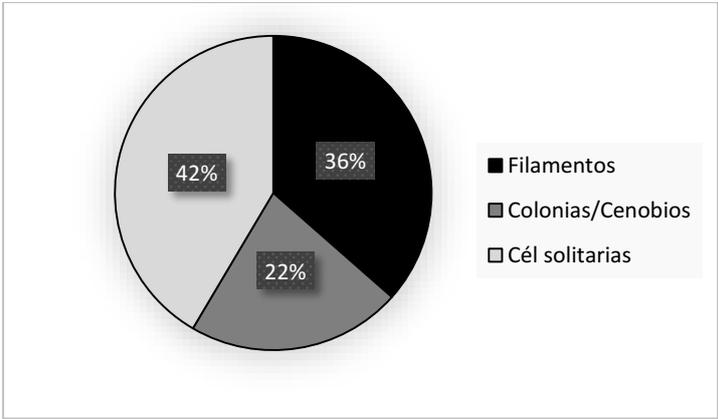
### 3.3.d Comunidad planctónica

El fitoplancton analizado estuvo representado principalmente por diatomeas en ambos muestreos (Fig. 3.8 a y b), cuya morfología dominante fueron cadenas de los géneros *Skeletonema* y *Aulacoseria* y células cilíndricas solitarias de *Actinocyclus normanii*, *Thalassiosira rudolfii* y *Cyclotella meneghiniana*. También se observaron formas cenobiales/coloniales y filamentosas pertenecientes a clorofitas (por ejemplo *Dictyosphaerium pulchellum*, *Scenedesmus* spp.) y cianobacterias (*Komvophoron constrictum*, *Microcystis aeruginosa*, *Raphidiopsis mediterranea*).

Los porcentajes de los principales grupos morfológicos del fitoplancton, para ambos muestreos, se presentan en la Fig. 3.9, siendo los más abundantes los filamentos y las formas solitarias. El tamaño del fitoplancton fluctuó entre 2 µm y 500 µm, dominando el pico-microplancton siendo más frecuentes los especímenes con tamaños inferiores a 100 µm. En el muestreo 1, las concentraciones promedio de fitoplancton fluctuaron entre 2,3 10<sup>6</sup> ind m<sup>-3</sup> (SI) y 5,5 10<sup>9</sup> ind m<sup>-3</sup> (QUI) y en el muestreo 2 entre 4,4 10<sup>6</sup> ind m<sup>-3</sup> (SI) y 5,3 10<sup>9</sup> ind m<sup>-3</sup> (PC).



**Fig. 3.8** Composición del fitoplancton en el muestreo 1 **(a)** y en el muestreo 2 **(b)** en el área de estudio.

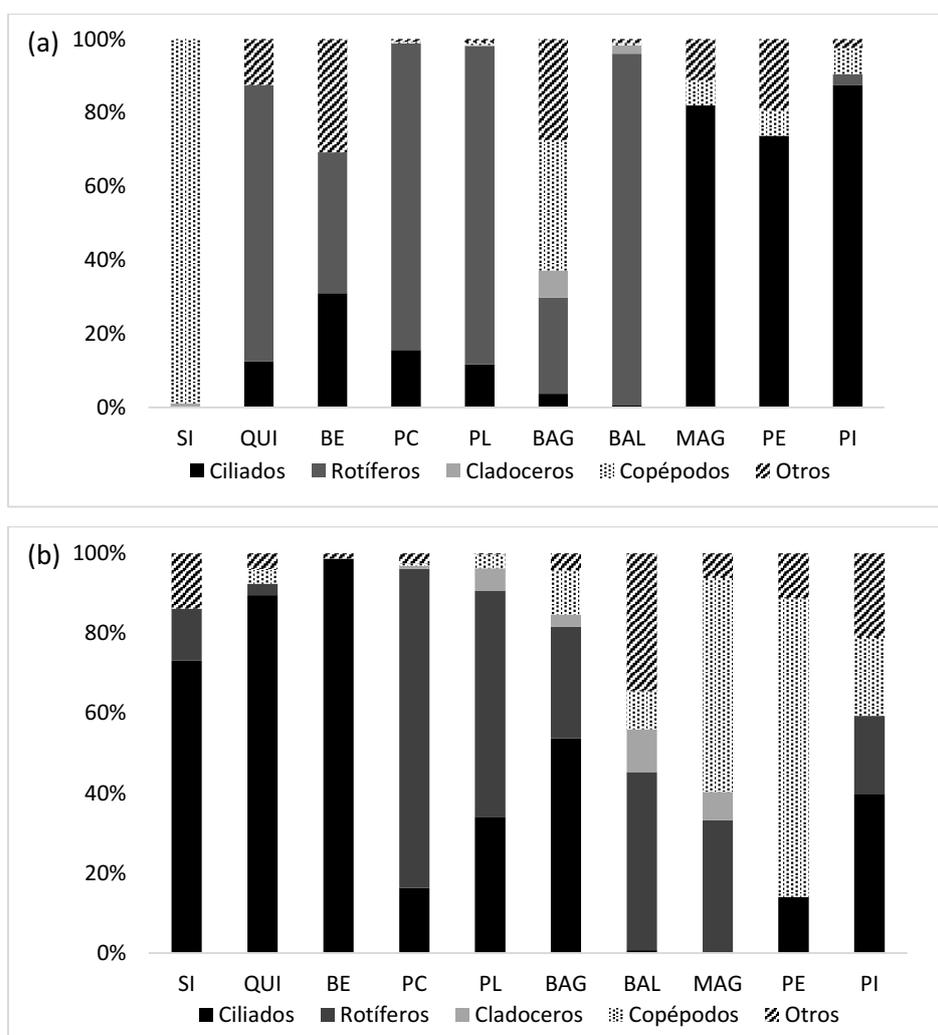


**Fig. 3.9** Proporciones de grupos morfológicos del fitoplancton considerando ambos muestreos.

El zooplancton de las muestras analizadas estuvo conformado principalmente por ciliados (*Codonella cratera*, *Tintinopsis rioplatensis*, *Tintinidium fluviatile*), rotíferos (*Filinia longiseta*, *Brachionus calyciflorus*, *Lecane* sp.), copépodos, ciclopoideos y larvas nauplio (Fig. 3.10 a y b).

Las concentraciones fluctuaron entre  $8,5 \cdot 10^3$  ind  $m^{-3}$  (PE) y  $4,1 \cdot 10^5$  ind  $m^{-3}$  (PC) en el muestreo 1, mientras que en el muestreo 2 la variación fue entre  $2 \cdot 10^3$  ind  $m^{-3}$  (PI) y  $4,2 \cdot 10^6$  ind  $m^{-3}$  (BE).

La morfología del zooplancton fue variada, predominando formas elipsoides, esféricas y cónicas, con contornos regulares e irregulares. El tamaño más frecuente de los organismos del zooplancton fue entre 50 y 1000  $\mu m$ , siendo los más habituales los menores a 100  $\mu m$ , correspondientes principalmente al micro-mesozooplancton.

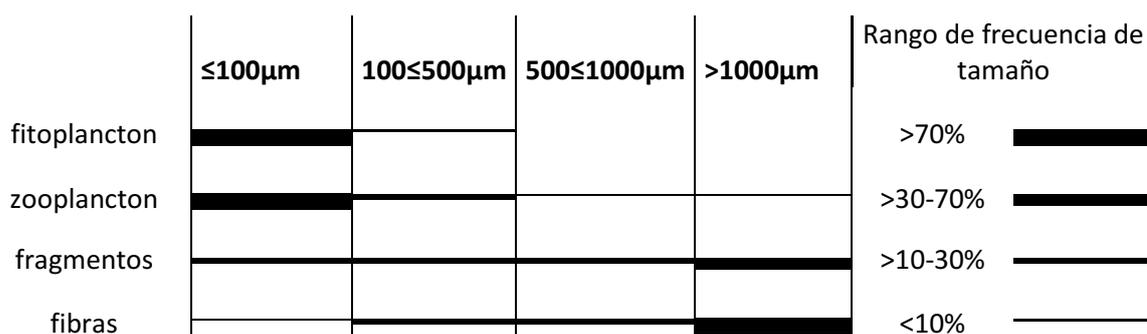


**Fig. 3.10** Composición del zooplancton en el muestreo 1 (a) y en el muestreo 2 (b) en el área de estudio.

### 3.3.e Microplásticos vs plancton

Los tamaños de los organismos más frecuentes del plancton y de MPs se muestran en la tabla 3.3. Si bien los tamaños más frecuentemente hallados de MPs correspondieron a la categoría  $> 500 \leq 1000 \mu\text{m}$ , el análisis comparativo de plancton y MPs, demostró que una fracción de estos últimos se encontró en un rango de frecuencia de tamaño que coincide con los tamaños más comunes de los organismos del plancton ( $500 \mu\text{m}$ ).

Al comparar las concentraciones promedio de MPs  $\text{m}^{-3}$  en la columna de agua con respecto a las concentraciones de organismos planctónicos ( $\text{ind m}^{-3}$ ), se observó que el porcentaje promedio de MPs en relación con el zooplancton fue del 0,36 % en el muestreo 1 y del 1,20 % en el muestreo 2. Por otro lado, el porcentaje promedio de MPs en relación con la densidad de fitoplancton fue menor: 0,0002 % en el muestreo 1 y del 0,0005 % en el muestreo 2.



**Tabla 3.3** Tamaños más frecuentes del plancton y MPs hallados.

### 3.4 Discusión

La presencia de MPs en ambientes de agua dulce se ha informado principalmente para Europa, América del Norte y Asia, y se sugiere que la presencia de este contaminante en dichos ambientes acuáticos es tan amplia como la observada en los sistemas marinos (Eerkes-Medrano et al., 2015). Los datos presentados en este estudio constituyen el primer registro para el estuario del Río de la Plata que advierte de la presencia de MPs en la columna de agua en el sector costero, y por lo tanto compartiendo el hábitat de la comunidad planctónica del sector de agua dulce-mixohalino de un estuario que drena en el Océano Atlántico.

Los resultados revelaron la presencia de MPs en todas las muestras analizadas, siendo el tamaño predominante entre  $500 \leq 1000 \mu\text{m}$  (Fig. 3.3); en tanto el tipo de microplástico más comúnmente hallado fue las fibras (Fig. 3.5 y 3.6) y el color azul el más frecuente (Fig. 3.7).

Los MPs hallados en la columna de agua integraron una comunidad planctónica dominada por pico-microfitoplancton, conformada principalmente por cadenas/filamentos y formas solitarias, los cuales son morfologías frecuentes en la zona de mareas de agua dulce del estuario del Río de la Plata (Gómez, 2014), y por micro-mesozooplancton (Fig. 3.8, 3.9 y 3.10).

En relación a la distribución de la abundancia de MPs, fue desigual entre los sitios de muestreo y entre las réplicas (Fig. 3.2). Existe evidencia bibliográfica que reporta que los MPs varían considerablemente, espacial y temporalmente (Barnes et al., 2009; Goldstein et al., 2013). Sin embargo, en este estudio no se observaron diferencias significativas entre los muestreos analizados, probablemente porque se requiera un mayor número de muestreos que capturen dicha variabilidad temporal.

El análisis comparativo de las concentraciones de MPs hallados en este estudio con los señalados en la bibliografía, posiciona al sector costero del estuario del Río de la Plata en una situación intermedia entre el mínimo reportado para el estuario Tamar y el máximo para el estuario Yangtze, como se muestra en la tabla 3.4. Sin embargo, cabe mencionar que en el presente estudio y en el de Zhao et al. (2014), el tamaño de poro de la red de plancton empleada fue similar ( $32\text{-}36 \mu\text{m}$ ), mientras que en el resto de los estudios reportados se utilizó una red con tamaño de poro de  $300 \mu\text{m}$ , por lo que no consideran la fracción de MPs de menor tamaño, lo que puede resultar en una subestimación de la cantidad de MPs presentes en dichos ambientes analizados. En ese sentido, la variabilidad de las metodologías empleadas, resulta un problema al realizar comparaciones entre diferentes estudios, por lo que es necesario unificar criterios y de este modo generar protocolos que puedan ser ampliamente utilizados en los estuarios a nivel mundial.

Sitios	Abundancia promedio	Autores
Estuario Tamar, UK, Europa	0,028 partículas m <sup>-3</sup>	Sadri y Thompson, 2014
Estuario Goiana, Brasil, Sudamérica	0,26 partículas m <sup>-3</sup>	Lima et al., 2014
iLovu, Sudáfrica, África	1,02 partículas m <sup>-3</sup>	Naidoo et al., 2015
Mdloti, Sudáfrica, África	1,1 partículas m <sup>-3</sup>	Naidoo et al., 2015
uMgeni, Sudáfrica, África	2,5 partículas m <sup>-3</sup>	Naidoo et al., 2015
Isipingo, Sudáfrica, África	3,1 partículas m <sup>-3</sup>	Naidoo et al., 2015
Durban harbour, Sudáfrica, África	7,3 partículas m <sup>-3</sup>	Naidoo et al., 2015
Estuario Río de la Plata, Argentina, Sudamérica	<b>139 partículas m<sup>-3</sup></b>	<b>Este estudio</b>
Oujiang, China, Asia	680 partículas m <sup>-3</sup>	Zhao et al., 2015
Jiaojiang, China, Asia	955,6 partículas m <sup>-3</sup>	Zhao et al., 2015
Minjiang, China, Asia	1245,8 partículas m <sup>-3</sup>	Zhao et al., 2015
Estuario Yangtze, China, Asia	4137,3 partículas m <sup>-3</sup>	Zhao et al., 2014

**Tabla 3.4** Estudios que analizaron MPs en la columna de agua en distintos estuarios del mundo.

Se han sugerido varios factores que afectan la concentración de MPs en los ecosistemas acuáticos, como la proximidad de estos ambientes a poblaciones humanas, el tiempo de residencia del agua, el tipo de gestión de residuos utilizado y el aporte de aguas residuales (Eerkes-Medrano et al., 2015; Eriksen et al., 2013; Free et al., 2014; Moore et al., 2011; Zbyszewski y Corcoran, 2011). En el presente estudio, el deterioro de la calidad del hábitat costero, evaluado a través del índice de hábitat (IHRPlata), demostró una relación significativa con la abundancia de MPs (Fig. 3.7). La proximidad a la megalópolis de Buenos Aires y otros centros urbanos, un ineficiente tratamiento de las aguas residuales y un control nulo de la acumulación de plástico en la costa (Gómez y Cochero, 2013), junto con otros factores como las características inherentes de la dinámica del estuario, como el Frente de Máxima Turbidez, son factores que podrían vincularse a las concentraciones más altas de MPs en las aguas costeras del área de estudio. Según Browne et al. (2015), estos son factores que se han relacionado con las mayores concentraciones de MPs en ambientes costeros.

Por otra parte, es de destacar que la floculación y la sedimentación de partículas tienden a aumentar cuando la salinidad y la turbulencia interactúan con la densidad, el tamaño y la carga de las partículas (Eisma y Cadeé, 1991; Kranck, 1975; Olsen et al., 1982). En el caso particular del estuario del Río de la Plata, Acha et al. (2003) observaron que en el

Frente de Máxima Turbidez las principales fuentes de desechos humanos eran los plásticos (74%). Esta área es el ecotono donde tienen lugar procesos ecológicos relevantes para especies de peces y donde hay altas concentraciones de copépodos y bacterias (Mianzan et al., 2001).

Si bien este capítulo se realizó con un enfoque de distribución espacial, se registraron y analizaron las variables ambientales del día de muestreo, observándose que no hubo relación entre dichas variables y la abundancia de MPs  $m^{-3}$ . En este caso no se puede descartar la variabilidad espacial y para comprender de qué modo influyen esos factores, el estudio debe realizarse con un enfoque distinto. La distribución temporal será analizada en el capítulo 5 de la presente tesis.

En este estudio el tipo de MP más abundantes fue el de las fibras, concentradas en los sitios más urbanizados y particularmente en los efluentes de aguas residuales. La cantidad media de fibras, en este estudio, excedió las reportadas por Castro et al. (2016) e Ivar do Sul et al. (2013), para aguas ecuatoriales y subecuatoriales del Atlántico sur. Mientras tanto, Zhao et al. (2015) y Gallagher et al. (2016) revelaron que las fibras eran el tipo predominante de MP en tres estuarios urbanos de China y en el complejo de estuarios Solent. Además, hay varios estudios que muestran que las fibras son el tipo más frecuente de MPs que se encuentran en los ecosistemas acuáticos (Andrady, 2011; Claessens et al., 2011; Fendall y Sewell, 2009; Gago et al., 2018; Ng y Obbard, 2006; Thompson et al., 2004; Zhao et al., 2015), las cuales suelen ser de polímeros sintéticos como nylon, tereftalato de polietileno (PET) y polipropileno (PP) (Gago et al., 2018). Sin embargo, también existe un alto porcentaje de fibras semi-sintéticas (rayón/viscosa) en los ambientes acuáticos, que son hechas a partir de celulosa altamente modificada (Lusher et al., 2013; Hartmann et al., 2019). A causa de los diversos orígenes de las fibras, pueden ingresar a los estuarios a través de descargas de aguas residuales ya sea por presencia de productos de higiene personal, como por el lavado de prendas, que se ha comprobado que favorece la liberación de una cantidad importante de fibras (Browne et al., 2011). Esto no es sorprendente ya que más de la mitad de los textiles utilizados están basados en polímeros plásticos y de acuerdo con Sundt et al. (2014), el consumo mundial de fibras sintéticas fue de 55 millones de toneladas en 2013. En este sentido, las concentraciones de fibras en muestras de agua de los océanos están correlacionadas con el volumen de producción de fibras

sintéticas (Thompson et al., 2004). Otra importante fuente identificada de fibras, que ocurre *in situ* en los ambientes acuáticos, es la derivada de los elementos de pesca (Gago et al., 2018). Por lo tanto, en zonas costeras donde ocurre la descarga de aguas residuales y en donde se practican actividades de pesca, es muy probable que las fibras sean el tipo de MP dominante en el ambiente y en la biota. Incluso, en relación a la salud humana, se han encontrado fibras en una amplia gama de alimentos y bebidas, incluidos los mariscos (Rochman et al., 2015b), agua potable (Kosuth et al., 2017; Mason et al., 2018), cerveza (Liebezeit y Liebezeit, 2014), sal y azúcar (Rist et al., 2018) y en el aire (Dris et al., 2017), lo que genera preocupación en cuanto a la amenaza para la salud, por ingestión e inhalación de las mismas (Waring et al., 2018). Además, una preocupación mayor con respecto a la abundancia de las fibras, según señaló Cole (2016), es que los MPs fibrosos pueden representar una amenaza aún mayor que las partículas esféricas, es decir que independientemente de la composición, la forma de los MPs parece influir en los efectos negativos en los organismos. Sin embargo, es un aspecto que aún requiere más investigaciones.

Los tamaños de MPs más frecuentes y abundantes hallados en el área de estudio de la Franja Costera Sur del estuario del Río de la Plata, fueron similares a los reportados por Browne et al. (2010), quienes señalan que en el estuario Tamar los fragmentos de tamaños inferiores a 1 mm fueron más abundantes que fragmentos de tamaños más grandes, por lo que esto aumenta las posibilidades de ingestión por parte de organismos con diversos hábitos de alimentación. Por otro lado, el predominio de fibras de tamaños <5 mm pero con una alta relación longitud/radio las hace disponibles para la biota en diferentes niveles tróficos (Gago et al., 2018). La comparación entre las características de los MPs encontrados en las muestras del presente estudio, demuestra que las fibras se asemejan a las formas de cadenas y filamentos del fitoplancton analizado y que más del 50% del plancton son especímenes cuyos tamaños más frecuentes están por debajo de 500  $\mu\text{m}$ , lo que constituye observaciones que advierten sobre la peligrosidad de este contaminante. Cuando los MPs ingresan al sistema costero, comienzan a formar parte del plancton, mezclándose con las fuentes de alimentos para los primeros eslabones de la cadena trófica. Según Brilliant y MacDonald (2000), debido a la similitud entre algunos

MPs y las microalgas, estas partículas podrían confundirse con el alimento disponible y ser presa de los planctívoros e ingerirse de manera accidental.

Los resultados sobre los porcentajes de MPs en relación a la comunidad planctónica estuarina del Río de la Plata (sección 3.3e de Resultados), particularmente en relación con el zooplancton, mostraron ser mayores que los reportados por Lima et al. (2014) para el estuario Goiana, Brasil.

Si bien en este estudio no se analizó la ingestión de MPs por el zooplancton, hay evidencia en la bibliografía acerca de que muchos planctívoros carecen de selectividad alimentaria entre partículas y captan las del tamaño adecuado (Moore, 2008). Además, los organismos planctónicos de los niveles tróficos superiores, ejemplo peces, podrían ingerir pasivamente MPs durante la alimentación normal o por errores en la identificación de las presas (Wright et al., 2013). Los estudios realizados por Christaki et al. (1998) sobre la ingestión de partículas del tamaño picoplanctónico, demostraron la escasa selección de partículas por ciliados marinos. En este estudio, entre los especímenes de zooplancton más abundantes y frecuentes hallados en las muestras del estuario del Río de la Plata, están los ciliados Tintinniidae, que según Rives (1997), se alimentan de detritos, bacterias, flagelados y diatomeas, que son consumidos a su vez por copépodos, cladóceros y larvas de peces. En consecuencia, de este modo se podría generar una magnificación de la ingesta de MPs a otros niveles tróficos.

Con respecto a los colores de los MPs hallados, el azul fue dominante. Según Gago et al. (2018), este color es el más abundante en muestras de agua de mar y sedimentos, y sugieren que se deba a que es un color común en todo el mundo ya que es procedente de jeans, camisas, etc. Además, otras fuentes potenciales de MPs azules son las redes y cuerdas utilizadas ampliamente en la pesca (Dantas et al., 2012).

Finalmente, el predominio de las fibras aumenta su posible toxicidad debido a la naturaleza del material que las constituye (Cole et al., 2016), y por lo tanto aumenta el peligro que constituye este contaminante en la calidad del agua y para la biota del estuario del Río de la Plata. Su hallazgo en áreas altamente productivas del estuario enfatiza la necesidad de un mejor tratamiento de los residuos urbanos líquidos y sólidos, lo que llevaría a una reducción en la entrada de este contaminante en el ecosistema.

## Capítulo 4

### Microlásticos en sedimento intermareal: distribución espacial

#### 4.1.a Introducción

A causa de que los restos plásticos se van acumulando en los ambientes acuáticos, la mayoría de ellos flotan y son transportados lejos de sus fuentes originales (Aliani et al., 2003; Barnes y Fraser, 2003; Benton, 1995; Winston, 1982). Eventualmente, una gran proporción de estos desechos flotantes se acumula en las costas de todo el mundo, transformando los sistemas costeros en sumideros para plásticos y MPs (Williams y Tudor, 2001), por lo que la proporción anual de desechos plásticos que se encuentra en las costas y playas ha aumentado exponencialmente (MCS, 2016). Thompson et al. (2004), fueron uno de los primeros grupos de investigación en describir la ocurrencia de MPs en sedimentos intermareales, y desde entonces han ido en aumento los trabajos de observaciones similares en todo el mundo (Besley et al., 2017; GESAMP, 2015; Hartl et al., 2015). Además, la acumulación de MPs en los sedimentos marinos parece ser directamente proporcional a la producción anual mundial de plástico (Claessens et al., 2011), que aumentó de 1,5 millones de toneladas en la década de 1950, a 311 millones toneladas en 2014 (PlasticsEurope, 2015). Sin embargo, los datos relativos a los sistemas de agua dulce siguen siendo escasos, aunque es muy probable un gran impacto de los ríos en la contaminación microplástica de los hábitats marinos, ya que se considera que los ríos pueden actuar como vectores para el transporte de basura a los océanos, por lo que un transporte fluvial de MPs parece altamente probable (Rech et al., 2014).

Según diversos autores (Hitchcock y Mitrovic, 2019; Veerasingam et al., 2016a), la abundancia de MPs muestra una gran variabilidad espacial, que se modifica en función de las actividades antropogénicas y los factores naturales que modulan el transporte y la acumulación de MPs, como la velocidad del flujo del río, la velocidad y dirección de los vientos y mareas (Zhang, 2017). Además, los ambientes costeros cercanos a entornos urbanos están expuestos a un mayor riesgo de contaminación por MPs debido a la proximidad a las fuentes de esos contaminantes (Mathalon y Hill, 2014).

En el caso del estuario del Río de la Plata, la Franja Costera Sur está expuesta a diversos impactos antropogénicos (actividades recreativas, portuarias, industriales, descargas

cloacales, efluentes de arroyos urbanos) que aportan contaminantes en la costa, entre los que se encuentran los MPs, de los que aún no se tiene registro acerca de su abundancia y distribución espacial en el sedimento intermareal.

#### 4.1.b Objetivos

- 1- Explorar la cantidad, tipos, tamaños y colores de MPs en el sedimento intermareal, y su distribución espacial a lo largo de 10 sitios en el sector de agua dulce-mixohalino de la Franja Costera Sur del Río de la Plata.
- 2- Analizar la relación de los MPs en el sedimento y la calidad del hábitat costero de la Franja Costera Sur, evaluada a través del Índice de Hábitat para el Río de la Plata (IHR-Plata) (Gómez y Cochero, 2013).
- 3- Evaluar la relación de la abundancia de MPs y las posibles fuentes terrestres de desechos plásticos, mediante el índice LBS (land-based sources) (Lozoya et al., 2016).

#### 4.2 Materiales y métodos

El área de estudio abarcó 150 Km de la Franja Costera Sur del estuario del Río de la Plata, entre las localidades de San Isidro y Punta Indio. Se seleccionaron diez sitios de muestreo, influenciados por diferentes usos de la tierra (Gómez y Cochero, 2013), como se detalló en el capítulo 2, en la sección "Área de estudio".

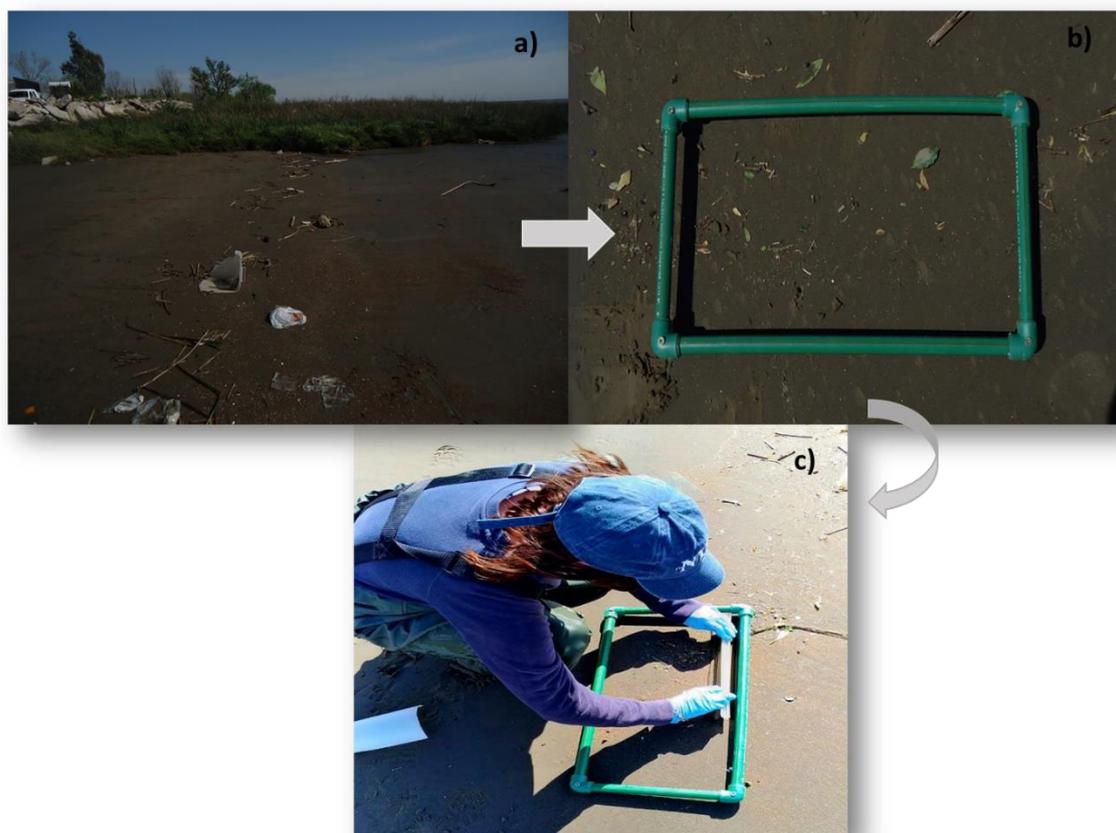
Se realizaron dos campañas de muestreo: la primera entre septiembre y noviembre de 2016 (muestreo 1) y la segunda entre abril y junio de 2017 (muestreo 2).

Las muestras de sedimento se colectaron a lo largo de una transecta paralela a la línea de costa, sobre la línea de más alta deposición de la marea, utilizando como unidad muestral un cuadrante de 25 cm x 50 cm (Fig. 4.1), siguiendo el protocolo de Frias et al. (2018), tal como se detalló en la sección "Metodologías" del capítulo 2. Las muestras se colectaron por triplicado en cada sitio.

Los muestreos se realizaron durante horarios de marea baja, y los valores de la altura de marea fueron suministrados por el Servicio Argentino de Hidrografía Naval. Los datos meteorológicos (dirección e intensidad del viento) fueron proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional.

En el laboratorio las muestras de sedimento intermareal para el conteo de MPs, fueron tratadas y analizadas como se explicó en el capítulo 2. Los MPs hallados fueron contados, medidos y clasificados por tipo y color. Los valores de abundancia se expresaron como MPs m<sup>-2</sup>.

Se aplicaron los protocolos para prevenir la contaminación de las muestras y los controles, tal como fue detallado en el capítulo 2.



**Fig. 4.1** Zona de máxima acumulación de la marea en la zona intermareal **(a)**, cuadrante empleado como unidad muestral **(b)** y recolección de muestras **(c)**.

#### Calidad del hábitat y fuentes terrestres

Debido a que dentro del área de estudio se encuentran sitios de uso recreativo; con el fin de complementar la descripción de los sitios elegidos y poder caracterizar las contribuciones locales de plástico desde la tierra, se calculó un índice semicuantitativo sobre

las fuentes terrestres de desechos plásticos (LBS de sus siglas en inglés: land-bases sources), propuesto por Lozoya et al. (2016). Este índice tiene en cuenta como posibles fuentes: desagües pluviales, presencia de bares de playa, el acceso a la playa, estacionamiento y proximidad a la calle/ruta. Si alguna de estas actividades ocurre en un sitio, se agrega una puntuación de 1 al índice LBS, el cual va desde 0 a 5. Sólo en la categoría "proximidad a la calle/ruta" se puede puntuar de 0 a 1 dependiendo de la distancia a la misma: < 20 m = 1; < 50 m = 0,75; < 100 m = 0,50; < 150 m = 0,25; > 150 m = 0.

Además, con el fin de analizar la relación de los MPs en el sedimento y la calidad del hábitat costero de la Franja Costera Sur, se empleó el Índice de Hábitat para el Río de la Plata (IHRPlata) (Gómez y Cochero, 2013). El modo de calcularlo se detalló en el capítulo 3, en la sección 3.2, Materiales y métodos.

### ***Análisis estadístico***

Las diferencias en la composición y cantidad de MPs, entre sitios para ambas campañas se analizaron a través de un análisis de varianza multivariado permutacional PERMANOVA. El enfoque de PERMANOVA generalmente está en el análisis de datos ecológicos, especialmente los conteos de abundancia de especies, en este estudio sería abundancia de MPs. Los métodos son particularmente adecuados para el análisis de datos que no cumplen con los supuestos de los enfoques estadísticos tradicionales, porque tienen demasiadas variables de respuesta, o porque una o más variables de respuesta no están normalmente distribuidas. En general, el único requisito de las técnicas basadas en permutación, en cualquiera de estas rutinas, es que las muestras (unidades de observación) o los errores de un modelo en particular sean intercambiables bajo una hipótesis nula apropiada (Anderson et al., 2008). Se realizaron pruebas "post hoc" por pares para detectar interacciones significativas. Se considera que las diferencias son significativas cuando  $p \leq 0,05$ .

Las categorías de tipos de MPs que contribuyeron a la disimilitud, entre los sitios, se exploraron utilizando el análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) (Clarke, 1993).

Se realizó correlación de Spearman entre la abundancia de MPs y el índice LBS, para analizar si existe una relación entre las fuentes terrestres y este tipo de contaminación en los sedimentos de la costa del estuario del Río de la Plata. Además, la relación entre la

abundancia de MPs y la calidad del hábitat costero (evaluado a través del IHRPlata), también se analizó utilizando el coeficiente de correlación de Spearman; al igual que la relación entre MPs y las variables ambientales.

### 4.3 Resultados

#### 4.3.a Variables ambientales

Durante el período muestreado los vientos oscilaron entre 7 y 28 km h<sup>-1</sup>, correspondientes a diferentes direcciones, los cuales se muestran en la tabla 4.1, junto con los datos de la altura de la marea. No se hallaron correlaciones significativas entre las abundancias de MPs y las variables ambientales registradas.

Sitios	Sep-Nov 2016			Abr-Jun 2017		
	viento		marea (m)	viento		marea (m)
	intensidad (km h <sup>-1</sup> )	dirección		intensidad (km h <sup>-1</sup> )	dirección	
SI	8,9	SO	0,64	13	NO	0,46
QUI	8,9	SO	0,37	13	NO	0,3
BE	11,7	SO	0,61	28	N	0,18
PC	11,7	N	0,53	18	S	0,63
PL	9,8	S	-	18	S	0,6
BAG	14,6	N	0,65	7	SE	0,42
BAL	14,6	N	0,56	7	SE	0,39
MAG	9,6	-	0,73	20	NE	0,76
PE	9,6	-	0,64	20	NE	0,66
PI	9,6	-	0,46	20	NE	0,46

**Tabla 4.1** Dirección e intensidad del viento y altura de la marea en cada sitio de muestreo.

#### 4.3.b Abundancia, tamaño, tipo, color y distribución de microplásticos

El análisis de las 60 muestras de sedimento colectadas reveló que en todos los sitios del área de estudio se hallaron MPs, siendo la distribución de este contaminante en el sedimento intermareal irregular a lo largo de la costa. Las cantidades de MPs, fueron variables entre las réplicas y los dos períodos de muestreo. La abundancia de MPs varió de un mínimo de 43 MPs m<sup>-2</sup>, a un máximo de 1092 MPs m<sup>-2</sup>.

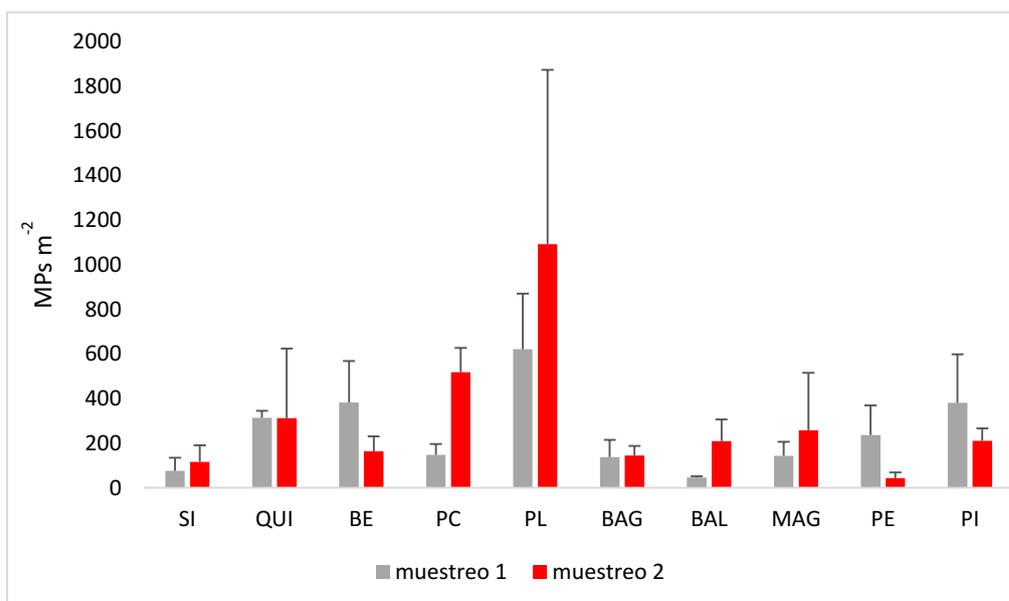
Analizando ambos muestreos por separado, se observó que en el muestreo 1 el valor promedio de densidad de MPs fue de 249 MPs m<sup>-2</sup>, siendo mayor en el sitio más cercano a la ciudad de La Plata (PL), seguido del sitio BE, del sitio PI y el sitio que se encuentra ubicado en la localidad de Quilmes (QUI). En el muestreo 2, la densidad promedio de MPs hallados fue de 307 MPs m<sup>-2</sup>, siendo más abundante en el sitio PL, al igual que en el muestreo 1. Sin embargo, en este caso, la abundancia de MPs en PL fue casi el doble que en el muestreo 2. El segundo sitio más abundante fue PC, seguido de QUI (Fig. 4.2).

Los resultados del PERMANOVA, demostraron que existen diferencias significativas en la abundancia promedio de MPs m<sup>-2</sup> entre los sitios analizados, considerando los dos muestreos (Tabla 4.2), y en el análisis "post-hoc" se evidenció que la abundancia de MPs en el sitio PL fue significativamente mayor a la registrada en todos los sitios, excepto a PC.

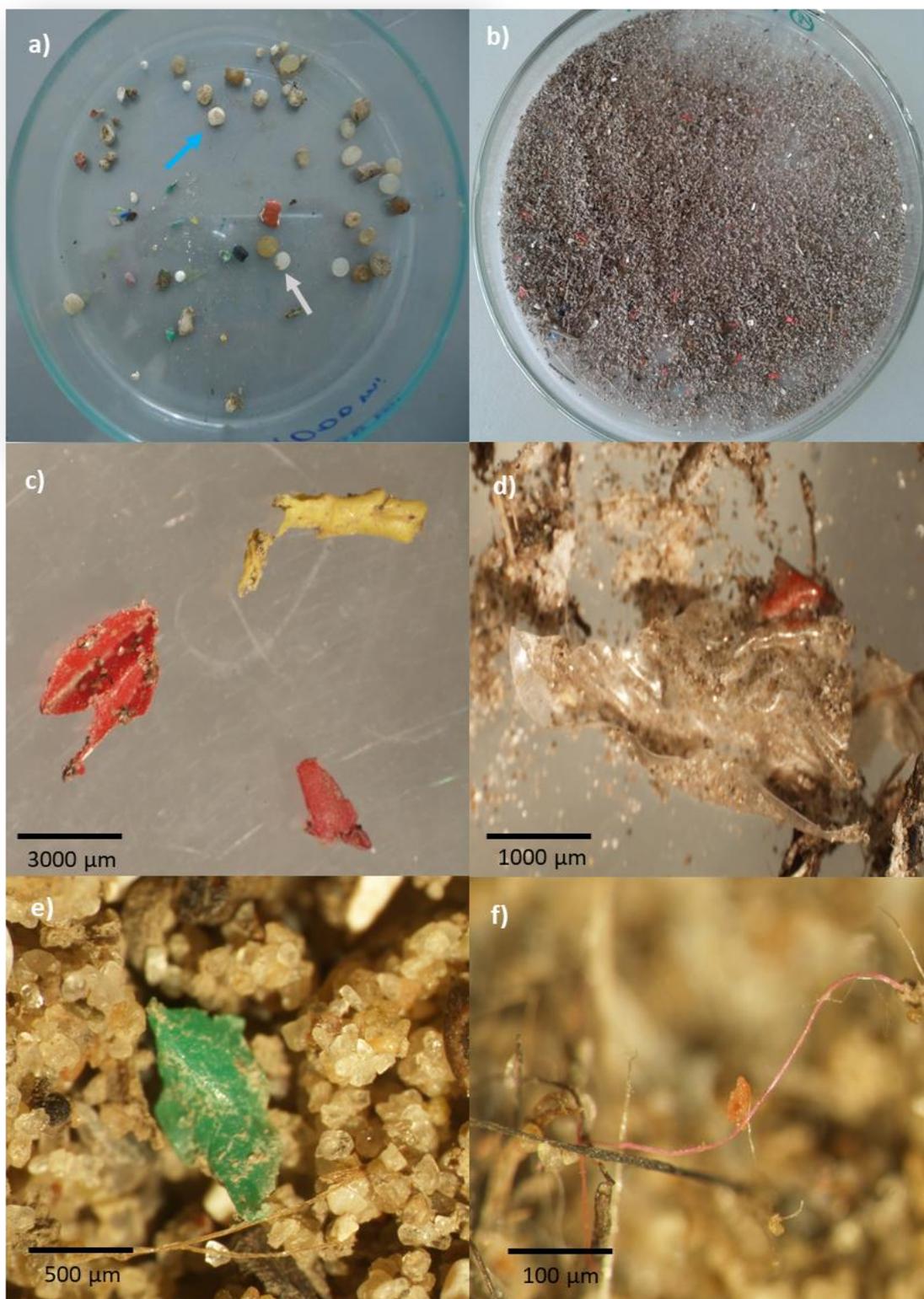
Los tipos de MPs hallados en las muestras de sedimento correspondieron a fragmentos, fibras, pellets, film y foam (Fig. 4.3). Analizando los dos muestreos, las fibras y los fragmentos fueron encontrados en todos los sitios, los pellets se hallaron en cuatro sitios (PC, PL, PE y PI), foam sólo en dos sitios (PC y PL) y el film en cinco sitios (QUI, BE, PL, PE y PI) (Fig. 4.4), siendo las fibras el tipo de MPs dominante en un 47 %, los fragmentos estuvieron representados por un 44 %, seguido de pellets (7 %), foam (2 %) y film (0,4 %). Por otra parte, se observó que mientras en el muestreo 1 de la totalidad de los MPs analizados dominaron las fibras (57 %) (Fig. 4.5), en el muestreo 2 fueron los fragmentos (50 %) (Fig. 4.6). Este resultado se vio reflejado en el análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) que demostró que las fibras y los fragmentos fueron los tipos de MPs que más contribuyeron a las diferencias entre los sitios en un 45,41 % y 43,13 %, respectivamente (Tabla 4.3), revelando, además, que el sitio PL fue el que presentó la mayor disimilitud (entre 54 y 79 %), en relación a los restantes sitios de muestreo.

<b>N permutaciones</b>	<b>9999</b>
<b>F</b>	<b>2,48</b>
<b>p</b>	<b>0,0002</b>

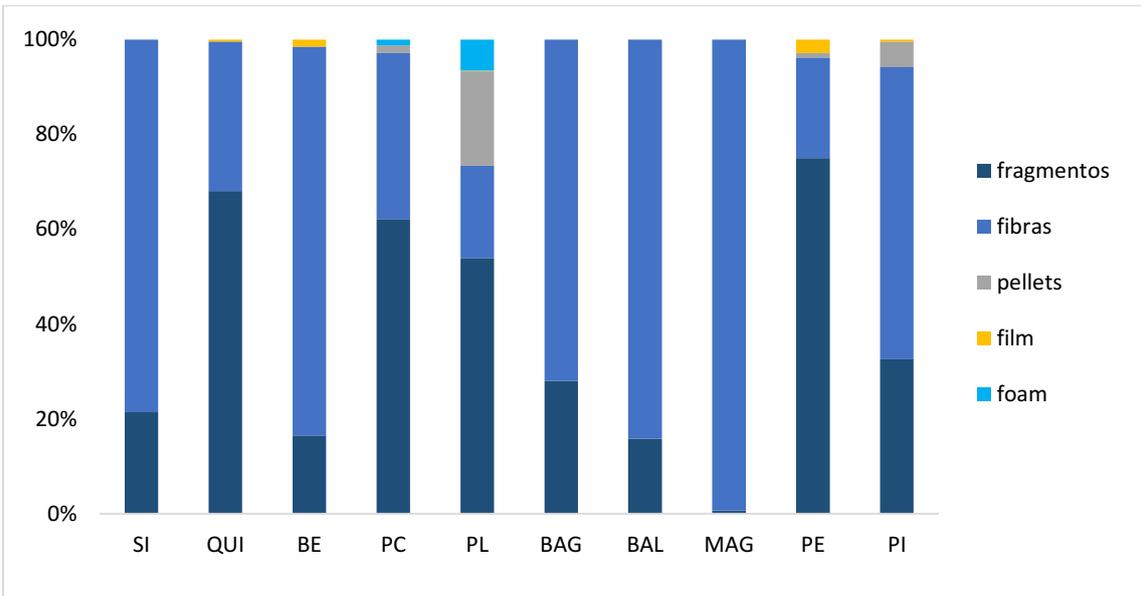
**Tabla 4.2** Resultados del análisis del PERMANOVA.



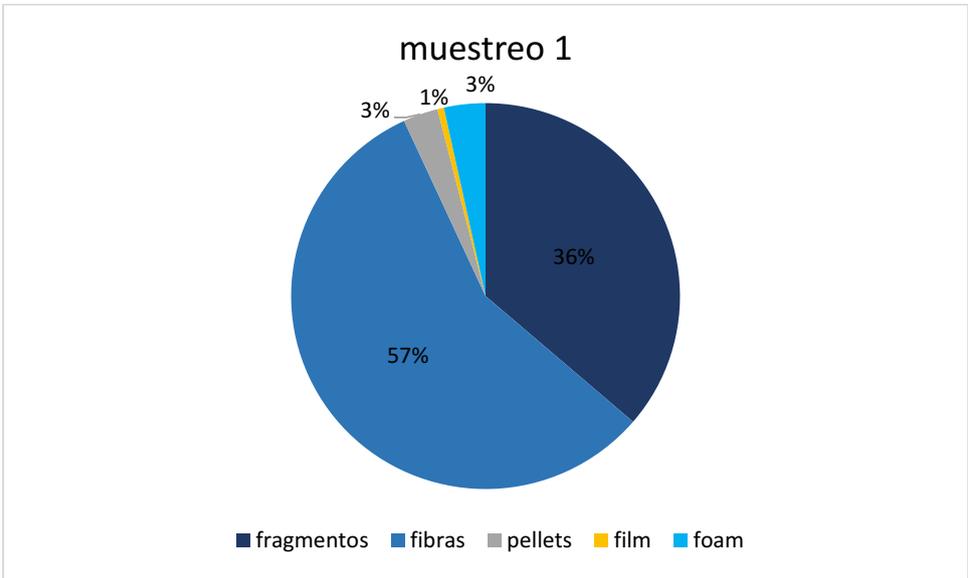
**Fig. 4.2** Distribución de microplásticos (abundancia promedio y desvío estándar) en el área de estudio, para ambos muestreos.



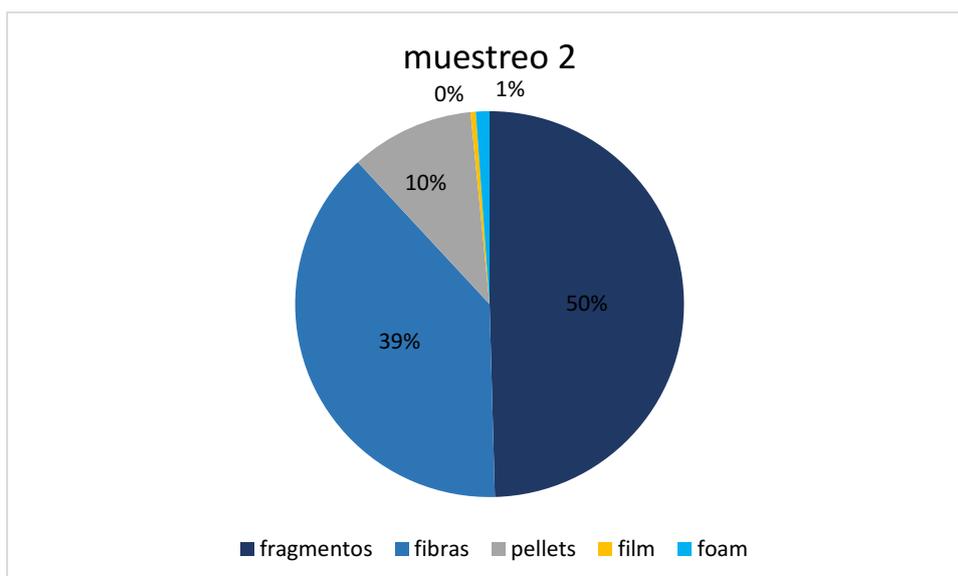
**Fig. 4.3** Tipos de microplásticos hallados en las muestras. En la figura **(a)** se observan principalmente pellets (flecha gris) y foam (flecha turquesa); en la **(b)** es la fracción de sedimento y MPs recuperada del tamiz de 500  $\mu\text{m}$ . En el resto de las imágenes se observan fragmentos **(c)**, **(e)**, film **(d)** y fibra **(f)** bajo lupa.



**Fig. 4.4** Distribución de tipos de microplásticos encontrados en cada sitio, para ambos muestreos.



**Fig. 4.5** Porcentajes de tipos de microplásticos hallados en el área de estudio, en el muestreo 1.

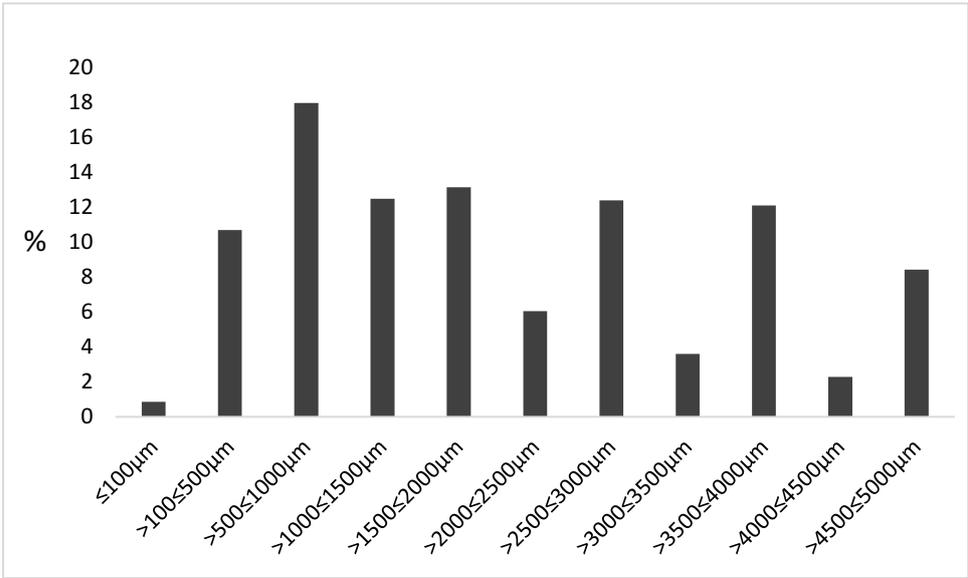


**Fig. 4.6** Porcentajes de tipos de microplásticos hallados en el área de estudio, en el muestreo 2.

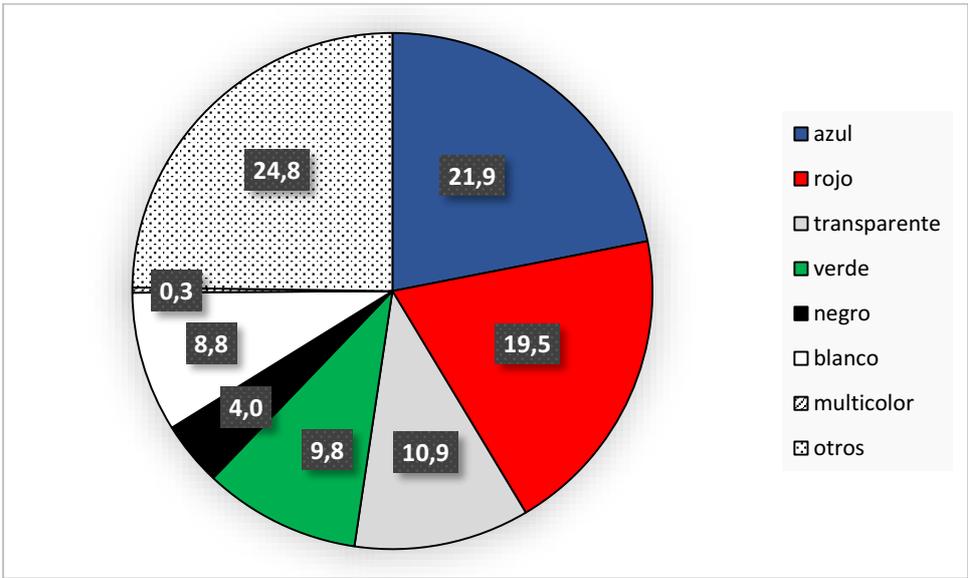
SIMPER			
Tipos MPs	Promedio de disimilitud	Contrib. %	Acumulado %
fibra	26,34	45,41	45,41
fragmento	25,02	43,13	88,53
pellet	4,19	7,22	95,76
foam	1,49	2,57	98,33
film	0,97	1,67	100

**Tabla 4.3** Resultados del análisis de porcentajes de similitud (SIMPER).

En relación a los tamaños de los MPs contabilizados, los más frecuentes fueron  $> 500 \leq 1000 \mu\text{m}$ , como se muestra en la figura 4.7. De los colores de MPs registrados, el azul (21,9 %) y el rojo (19,5 %) fueron los más abundantes, mientras que la categoría "otros" reunió en su totalidad el mayor porcentaje (24,8 %) (Fig 4.8).



**Fig. 4.7** Porcentaje de microplásticos pertenecientes a diferentes tamaños hallados en el área de estudio, para ambos muestreos.



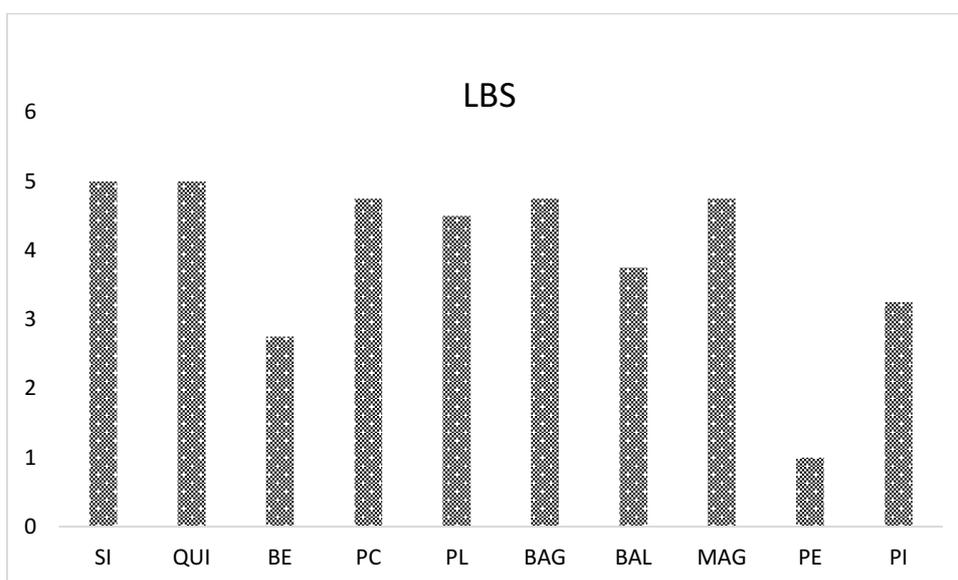
**Fig. 4.8** Porcentaje de colores de microplásticos hallados en el área de estudio, para ambos muestreos.

### 4.3.c Índices: calidad del hábitat y LBS vs. microplásticos en sedimento

Los valores obtenidos del IHRPlata para cada sitio de muestreo fueron expuestos en el capítulo 3 (sección 3.3.c, Fig. 3.7).

Los valores del índice LBS oscilaron entre 1, en el sitio PE (es decir donde sólo se identificó una fuente terrestre de plásticos) y 5 en los sitios SI y QUI (donde existen las cinco fuentes terrestres de plásticos contempladas por el índice). Sin embargo, como se observa en la figura 4.9, de acuerdo a los valores del LBS para cada sitio, la mayoría de ellos poseen más de una posible fuente terrestre de plásticos. El sitio PE, que fue el único que presentó una calidad del hábitat muy buena, también obtuvo el valor más bajo de LBS. En el mismo sentido, los sitios SI y QUI que presentaron una muy mala calidad del hábitat, son los que presentaron el índice LBS con los mayores valores.

Sin embargo, las correlaciones de Spearman entre la abundancia de MPs y el índice LBS no fueron estadísticamente significativas, al igual que las correlaciones realizadas entre la abundancia de MPs y el índice IHRPlata.



**Fig. 4.9** Valores del índice LBS (land-based sources) para cada sitio de muestreo.

## 4.4 Discusión

El medio ambiente estuarino es un ecosistema único y fructífero, como resultado de su salinidad variable (Lima et al., 2014). Los estuarios también son regiones dinámicas de

transición, donde las corrientes pueden fluir hacia adentro y hacia afuera como resultado de los cambios de las mareas (Sadri y Thompson, 2014). Este ambiente turbulento puede provocar la congregación de suspensiones coloidales de partículas que se materializan en una masa más grande que termina contaminando el sedimento (Witkowski et al., 2014).

Según los resultados de este capítulo, se comprobó la presencia de MPs en las muestras de sedimento intermareal en todos los sitios analizados, por lo que este contaminante emergente presenta una amplia y variable distribución en el sector de agua dulce-mixohalino, de la Franja Costera Sur del Río de la Plata.

Las cantidades de MPs fueron variables entre las réplicas y los dos períodos de muestreo (Fig. 4.2); y la abundancia de MPs varió de un mínimo de 43 MPs m<sup>-2</sup> a un máximo de 1092 MPs m<sup>-2</sup>. En ambos muestreos, el sitio donde se halló la mayor abundancia fue PL, un sector con amplio uso recreativo de la costa y ubicado aguas abajo del canal Villa Elisa, el cual atraviesa zonas urbanizadas de la ciudad de La Plata, por lo que puede estar recibiendo el aporte de restos plásticos, tanto de las actividades que se realizan en el lugar, como del arroyo aguas arriba. Los sitios que le siguieron en valores de abundancia, fueron sectores urbanizados y con usos recreativos y el sitio ubicado en el Frente de Máxima Turbidez.

El análisis comparativo de la abundancia promedio de MPs halladas en el sedimento en este estudio, demostró que es intermedia en relación con la abundancia reportada en otros estudios, donde los valores son muy variados. Por ejemplo, en las costas de Chile registraron un valor promedio de 27 MPs m<sup>-2</sup> (Hidalgo-Ruz y Thiel, 2013), siendo uno de los valores más bajos en la bibliografía. Mientras que en una playa de Taiwan, el valor fue de 96,8 MPs m<sup>-2</sup> (Bancin et al., 2019), en los sedimentos de la llanura de inundación del Río Paraná se hallaron, en promedio, 704 MPs m<sup>-2</sup> (Blettler et al., 2017), y en sedimentos marginales del mismo río 4654 MPs m<sup>-2</sup> (Blettler et al., 2019), ambos valores superiores al registrado en el presente estudio. Sin embargo, uno de los promedios más altos se ha registrado en un estuario de Hong Kong (estuario del Río Pearl), siendo 5595 MPs m<sup>-2</sup>, posicionándolo como un "hot spot" de contaminación plástica en el medio marino (Fok y Cheung, 2015).

En cuanto a los tipos de MPs hallados, se observaron cinco tipos, siendo las fibras y fragmentos los que se encontraron en los diez sitios analizados, resultando dominantes las fibras (Fig. 4.4). Sin embargo, fueron variables entre los muestreos, mientras en uno predominaron las fibras (Fig. 4.5), en el otro lo hicieron los fragmentos (Fig. 4.6). Estos resultados se encuentran en concordancia con los tipos de MPs hallados en la columna de agua en el mismo área de estudio del Río de la Plata, donde también predominaron las fibras, seguido de fragmentos (Pazos et al., 2018), tal cual se detalló en el capítulo 3. Si bien, en la bibliografía el tipo de MPs dominante en el sedimento son las fibras, en muchos trabajos ese porcentaje es bastante mayor que el hallado en este estudio, siendo un 93 % en el estuario Changjiang, donde además, los porcentajes registrados de fragmentos (6 %) y pellets (1 %), también fueron considerablemente menores (Peng et al., 2017). En concordancia con estos autores, Wu et al. (2020) hallaron porcentajes similares en el estuario Yangtzé, donde el 94 % correspondió a fibras, un 4,5 % a fragmentos y 1,9 % a pellets. En el presente capítulo, los pellets (MPs primarios) fueron el tercer tipo dominante y en mayor porcentaje (7 %) que en los trabajos mencionados, demostrando que en el área de estudio pueden estar ocurriendo derrames industriales o directamente son liberados a través de efluentes de industrias (Lechner et al., 2015). Por otro lado, en este estudio, el foam (también nombrado como poliestireno expandido) se registró en bajo porcentaje (2 %), un resultado muy diferente al demostrado por Fok y Cheung (2015) en el estuario del Río Pearl, donde este tipo de MPs predominó en un 90 %.

De este modo, se puede observar que en los sedimentos de otros ecosistemas acuáticos, los resultados también son variables en cuanto a la composición de los tipos de MPs hallados en las muestras, dominando por lo general las fibras. La gran variabilidad de tipos de MPs acumulados en el sedimento intermareal en el estuario del Río de la Plata, pone en evidencia la variedad de posibles fuentes y orígenes de los mismos, y que el sedimento actúa como una matriz ambiental capaz de acumular mayor diversidad de MPs que la columna de agua.

En la Franja Costera Sur del Río de la Plata, como reflejan los resultados, la mayor proporción de MPs son de origen secundario, tal como se observó en el Río Paraná (Blettler et al., 2019). Sin embargo, este resultado es diferente a lo que ocurre en algunos países desarrollados de Europa y América del Norte, donde encuentran mayores cantidades de

MPs primarios, lo que puede deberse a que poseen instalaciones avanzadas de tratamiento de residuos, generando una menor abundancia de MPs secundarios en el ambiente (Gouin et al., 2015). Por lo que las diferentes gestiones de residuos entre países, puede ser la causa de hallar menores abundancias de MPs secundarios en los países más desarrollados. Sumado al hecho de que probablemente en Europa y América del Norte utilizan más MPs primarios y, en consecuencia, también son vertidos en mayores cantidades en el ambiente en comparación con países menos industrializados como Argentina (Blettler et al., 2019).

Con respecto al tamaño de los desechos plásticos, Browne et al. (2010), han registrado en el sedimento costero del estuario Tamar (Reino Unido), que la mayor proporción suelen ser los MPs menores a 1000  $\mu\text{m}$ . En el presente estudio, de la totalidad de MPs contabilizados, el tamaño más frecuente fue  $> 500 \leq 1000 \mu\text{m}$  dentro del rango estudiado (Fig. 4.7), estando en concordancia con los datos proporcionados por Browne et al. (2010). Además, similares hallazgos registraron Zhou et al. (2018) en el Mar Bohai y el Mar Amarillo, donde el 60 % de los MPs fueron de tamaño menor a 1000  $\mu\text{m}$ . Asimismo, Vianello et al. (2013) encontraron que el tamaño más frecuente de MPs fue en el rango 30-500  $\mu\text{m}$  en los sedimentos de la laguna costera de Venecia en Italia. Comparando los resultados de este estudio, con los MPs hallados en la columna de agua, se observa que el tamaño más frecuente también fue entre  $> 500 \leq 1000 \mu\text{m}$ , lo que aumenta las posibilidades de ingestión por parte de organismos con diversos hábitos de alimentación. Por lo tanto, debido al tamaño más frecuente de MPs hallados en este estudio, también pueden constituir un potencial alimento para algunos organismos que habitan y se alimentan en el sedimento intermareal (Gómez et al., 2009).

De los colores de MPs registrados, el azul (21,9 %), el rojo (19,5 %) y el transparente (10,9 %) fueron los más abundantes, mientras que la categoría "otros" reunió en su totalidad el mayor porcentaje (24,8 %) (Fig. 4.8). Esto coincide con los resultados para el área de estudio, de los MPs hallados en la columna de agua (Pazos et al., 2018). Al comparar con datos de la bibliografía, también se encuentra que el color azul suele ser el más dominante en sedimentos de un archipiélago de Escocia (Blumenröder et al., 2017). Gago et al. (2018) resaltan que este color es el más abundante en muestras de agua de mar y

sedimentos. Sin embargo, en el estuario Changjiang el transparente fue el color dominante (42 %), seguido de azul y negro (Peng et al., 2017).

A pesar de que las correlaciones entre la abundancia de MPs y los índices LBS y IHRPlata no fueron estadísticamente significativas, el sitio PL, que fue donde se halló la mayor abundancia de MPs  $m^{-2}$ , presentó una mala calidad del hábitat (IHRPlata=2,5) y un valor de LBS=4,5, lo que significa que se identificaron varios aportes de fuentes terrestres de plásticos en el lugar. Además, a lo largo del área de estudio, de acuerdo a los valores obtenidos del LBS, la costa sufre la influencia de variadas fuentes locales terrestres de plásticos (sección 4.3.c de Resultados).

Sin embargo, los patrones de distribución espacial de contaminación por MPs en sedimentos intermareales parecen estar modelados por dos factores principales: condiciones hidrográficas y proximidad a actividades antropogénicas (Blumenröder et al., 2017). En concordancia, Debrot et al. (1999), además, sugieren que la abundancia de desechos marinos varados se correlaciona principalmente con factores físicos: distancia a las fuentes, forma, fisiografía y orientación de la playa. En cuanto a los factores abióticos, los más importantes son la dirección del viento, las ondas superficiales y las corrientes. Como las fuentes terrestres también son relevantes, la identificación de la proximidad a estos factores podría ayudar a justificar los resultados obtenidos. En el estuario del Río de la Plata, resulta complejo poder evaluar estos factores de forma independiente, ya que al comparar sitios con diferentes impactos y usos de la costa, también se mezcla la variable de las condiciones meteorológicas e hidrodinámicas que puede estar afectando la acumulación costera de este contaminante en cada uno de los sitios (Tabla 4.1). Sin embargo, no se hallaron relaciones significativas entre las abundancias de MPs y dichas variables registradas. Por lo tanto, los datos presentados en este estudio son “una foto instantánea” acerca de la distribución de MPs en sedimento intermareal de la costa del estuario del Río de la Plata, relacionada principalmente con los usos de la costa de cada sitio, ya que carecen de información sobre tendencias temporales, que serán tratadas en el capítulo 5.

Este estudio es descriptivo y aporta conocimiento acerca de la distribución espacial, identificando los sitios donde la acumulación de MPs en el sedimento intermareal es mayor

y se intenta comprender la diversidad de tipos de MPs y qué actividades y fuentes (puntuales y/o difusas) pueden estar influyendo y modulando principalmente su distribución en la zona interna del estuario del Río de la Plata. Esta información contribuirá para establecer una línea de base de datos sobre la contaminación microplástica en la costa del Río de la Plata, colaborando así a detectar las posibles fuentes de aporte al ecosistema y a planificar programas de monitoreo a largo plazo.

## Capítulo 5

### Variabilidad temporal en la distribución de los microplásticos y sus características químicas

---

#### 5.1.a Introducción

En los océanos, la presencia de MPs ha sido bien documentada, sin embargo, el conocimiento de su dinámica en estuarios sigue siendo escaso y aún las tendencias espaciales y temporales están poco definidas, y los estudios están demostrando que la contaminación por MPs en estuarios y entornos costeros tiene una gran variabilidad (Frère et al., 2017; Moore et al., 2011). Por lo que para comprender su dinámica en el ambiente es necesario realizar estudios que aborden el enfoque espacial y temporal, como se suele hacer en monitoreos para contaminantes más estudiados como los nutrientes, por ejemplo (Norén y Naustvoll, 2010).

La proximidad a ciertos usos de la tierra/agua y áreas urbanas es reconocida como un factor importante para determinar el alcance de la contaminación por MPs en las zonas costeras (Galgani et al., 2015; Yonkos et al., 2014). Además, debido a que los sedimentos superficiales en dichas zonas son altamente dinámicos, siendo removidos por organismos y procesos hidrológicos, es probable que la abundancia de MPs en dichos sedimentos varíe, no sólo en el espacio sino también con el tiempo, a medida que los materiales se van depositando en los sedimentos, y que van siendo resuspendidos en la columna de agua. Por lo tanto, procesos físicos como las mareas y vientos en zonas costeras pueden transportar, suspender o enterrar los MPs y afectar la distribución espacial y temporal de los mismos, tanto en el sedimento como en la columna de agua (Wu et al., 2020). También, según algunos estudios, la abundancia de MPs en la zona costera suele ser mayor en la estación seca que en la lluviosa, lo que indica que las precipitaciones pueden afectar el transporte de MPs dentro o fuera de los hábitats costeros (Lee et al., 2013; Zhu et al., 2018). Sin embargo, en las vías fluviales, según algunos autores, los eventos de tormentas aumentan significativamente la abundancia de MPs (Gündoğdu et al., 2018; Moore et al., 2011; Veerasingam et al., 2016b).

Otro factor ambiental que parece modular la distribución de los MPs en los ambientes costeros, es el tamaño de grano de los sedimentos. Las variables hidrodinámicas y los

vientos estructuran la distribución de sedimentos de los estuarios al suspender, transportar y depositar partículas, según su tamaño y densidad, por lo que partículas pequeñas de sedimento son fácilmente transportadas por el flujo de agua y se depositan en áreas donde los movimientos del agua son más lentos (Dalrymple et al., 1992). Entonces, la proporción de las partículas más finas del sedimento puede ser un indicador del ambiente deposicional, esperando encontrar más abundancia de MPs en hábitats donde se acumulan una mayor proporción de partículas más finas del sedimento (Browne et al., 2010).

La mayor parte de la investigación existente sobre la distribución de MPs en ecosistemas costeros se enfoca en grandes escalas espaciales y temporales. Varios estudios resaltan la importancia de que se genere una base de datos de monitoreo a gran escala de MPs con el fin de proporcionar pautas para su manejo (Blumenröder et al., 2017; Peng et al., 2017). Para lograr esto, también es necesario saber cómo varía su abundancia en pequeñas escalas espaciales y temporales, para que los programas de monitoreo a gran escala puedan estandarizar su muestreo de una manera que minimice la variación debido a procesos a pequeña escala. Particularmente, es probable que la variación local en los procesos hidrológicos sea cada vez más importante para determinar la distribución de MPs en pequeñas escalas espacio-temporales (Wu et al., 2020).

Por otro lado, dado que los plásticos son polímeros sintéticos hechos de una amplia gama de compuestos químicos que les confieren distintas propiedades a cada tipo de plástico, se han convertido en materiales ampliamente utilizados en una gran variedad de productos cotidianos. Muchas de esas propiedades son las que determinan la persistencia y degradación del material en los ambientes acuáticos (Crawford y Quinn 2017). Algunos de los polímeros plásticos que más comúnmente se encuentran en el medio ambiente son poliestireno (más comúnmente utilizado en envases y aislamientos industriales), acrílico, polietileno (utilizado en exfoliantes faciales), polipropileno (comúnmente utilizado en artes de pesca), poliamida (nylon), cloruro de polivinilo (PVC) y fragmentos de poliéster (Browne et al., 2008, 2011). Considerando la gran variedad de polímeros y sus amplios usos, resulta importante conocer qué polímero compone los MPs hallados en el ambiente para inferir la posible fuente de la cual pueden provenir.

Tomando en consideración lo señalado hasta aquí, y habiendo analizado la distribución espacial de los MPs a lo largo de la costa (capítulos 3 y 4), en el presente capítulo se llevó adelante un estudio sobre la variabilidad temporal de los MPs a lo largo de un año, en un sitio costero del estuario del Río de la Plata (Punta Lara). La dinámica de este estuario se encuentra forzada por la onda de marea, que genera una oscilación semidiurna y los vientos, que actúan sobre toda su superficie a escala horaria (Menéndez et al., 2011), por lo que es importante evaluar si alguno de estos factores, sumado a variables como precipitaciones y granulometría del sedimento, modulan la abundancia de MPs en la costa.

### **5.1.b Objetivos**

- 1-** Explorar como influyen variables ambientales como las precipitaciones, vientos (dirección e intensidad), altura de la marea y la granulometría, en los patrones de distribución temporal de los MPs (a lo largo de un año), en la columna de agua y en el sedimento intermareal, en un sitio costero con uso del suelo urbano.
- 2-** Analizar la composición química de los MPs del sedimento intermareal a escala temporal.

### **5.2 Materiales y métodos**

En el presente estudio se seleccionó un sitio de muestreo (Punta Lara), descrito en la sección "Área de estudio", capítulo 2 (Fig. 5.1). Este sitio se escogió por el uso del suelo en su entorno ya que allí se desarrollan actividades recreativas y náuticas, y suele ser muy concurrido. Además se encuentra ubicado aguas abajo (700 metros) de la descarga del Canal Villa Elisa que atraviesa zonas urbanizadas de la ciudad de La Plata. Considerando que son factores que favorecen una mayor abundancia de MPs y en virtud a resultados obtenidos previamente, esta es una zona de la costa del estuario con alta acumulación de MPs en el sedimento intermareal y en la columna de agua, por lo que se procedió a analizar su distribución temporal y las variables que pueden influir.



**Fig. 5.1** Imagen satelital con la ubicación del área de estudio en el Río de la Plata **(a)** y detalle del sitio **(b)**.

El sitio fue visitado mensualmente a lo largo de un año, desde febrero de 2019 a enero de 2020.

En cada muestreo, se colectaron muestras de agua y de sedimento intermareal. Las muestras de la columna de agua se obtuvieron filtrando 100 L de agua subsuperficial (profundidad 1 m) por sextuplicado, como se especificó en el capítulo 2, en la sección “Metodologías”. Las muestras se trasladaron al laboratorio, y se mantuvieron refrigeradas hasta su análisis.

Las muestras de sedimento se colectaron a lo largo de una transecta paralela a la costa, a la altura de la línea más alta de acumulación de la marea, utilizando como unidad muestral un cuadrante de 25 cm x 50 cm, tal como se detalló en la sección "Metodologías" (Capítulo 2), siguiendo el protocolo de Frias et al. (2018). Las muestras se colectaron por sextuplicado en dirección SE-NO, a lo largo de la transecta. En el laboratorio, las muestras de agua y sedimento fueron tratadas y analizadas como se explicó en el capítulo 2. Los MPs hallados en las muestras fueron contabilizados, medidos, clasificados por tipo y color. Los resultados se expresaron en MPs  $m^{-3}$  y MPs  $m^{-2}$  respectivamente.

Se aplicaron los protocolos para prevenir la contaminación de las muestras y los controles, tal como fue detallado en el capítulo 2.

Además, se colectaron por triplicado a lo largo de la transecta muestras de sedimento (1/4 del cuadrante) para realizar análisis de granulometría.

Los muestreos se realizaron durante marea baja, los valores de la altura de marea fueron suministrados por el Servicio Argentino de Hidrografía Naval. Los datos meteorológicos (precipitaciones, dirección y velocidad del viento) fueron obtenidos de la estación meteorológica de Punta Lara (Puerto Velas, lat: -34.812, lon: -57.973, alt: 0 m). Para los análisis se consideraron los vientos de los cuadrantes NE, SE, SO y NO.

### ***Granulometría***

Para caracterizar el sustrato del sitio a lo largo de un año, se realizaron análisis de granulometría. El sedimento se separó en cinco clases de tallas de grano, siguiendo la clasificación de Folk (1980): arena gruesa ( $> 500 \mu m$ ), arena media ( $> 250 \mu m$ ), arena fina ( $> 149 \mu m$ ), arena muy fina ( $> 62,5 \mu m$ ) y limos + arcillas ( $< 62,5 \mu m$ ). El material grueso (arena) se separó mediante tamizado y el material fino (limos + arcillas) siguiendo el principio de Stokes, es decir la velocidad de sedimentación de una partícula es proporcional a su diámetro al cuadrado. Para realizar la separación en las cinco clases de sedimento mencionadas, se realizó el siguiente protocolo (Folk, 1980):

-Se pesaron aproximadamente 50 g de sedimento (peso húmedo) de cada muestra homogeneizada, se colocaron en vasos de precipitado y se les agregó a cada una 300 mL de solución dispersante (Hexametáfosfato de Sodio) de concentración  $1 g L^{-1}$  y se dispusieron en un shaker por 12 horas en agitación permanente.

-El tamizado de las muestras se realizó utilizando la solución dispersante mencionada precedentemente (volumen de 1 L), a través de tamices de malla de 500  $\mu\text{m}$ , 250  $\mu\text{m}$ , 149  $\mu\text{m}$  y 62,5  $\mu\text{m}$ . Este procedimiento se efectuó sobre un embudo y la solución junto con el material que atravesó todos los tamices se colectó en una probeta de 1 L. La arena que iba quedando retenida en cada tamiz, se recogió con una espátula y se colocó en cápsulas de Petri. Éstas fueron secadas en estufa a 60 °C y luego se pesaron para establecer el contenido de cada una de las fracciones de arena del sedimento.

-Luego, se enrasó la probeta que contenía el material fino con la solución dispersante (1 L) y se agitó para homogeneizar la muestra. Pasados 20 segundos, se extrajeron mediante una pipeta 20 mL de la muestra a una profundidad de 20 cm, y se colocaron en un crisol. Éste fue colocado en estufa a 60 °C para facilitar la evaporación del agua y luego el contenido fue pesado. A dicho valor se le restó 0,02 g de la sal dispersante disuelta y el peso final representó la fracción de material fino (limo + arcillas) del sedimento.

-El tiempo que se dejó sedimentar la solución se calcula a través de la fórmula:

$$T \text{ min} = \frac{\text{Profundidad}}{1500 * K * d^2}$$

profundidad= en cm

K= constante dependiente de la viscosidad del agua, temperatura, fuerza de gravedad y densidad de partículas (Para 24 °C K=3,93).

$d^2$ =diámetro de las partículas en mm al cuadrado.

### ***Composición química de los microplásticos hallados en el sedimento intermareal***

Para el análisis de la composición química, es decir caracterizar los polímeros que componen los MPs, se eligió una submuestra de 10 MPs (Fig. 5.2) de cada uno de los meses febrero, marzo, abril, mayo, junio, agosto, octubre y noviembre. El resto de los meses que no se analizaron fue debido a que la mayoría de los MPs hallados fueron fibras, las cuales no se pueden aislar y analizar con la técnica empleada en este estudio. Los tipos de MPs

que se pueden analizar son fragmentos, pellets, films y foam. Este análisis se realizó mediante espectroscopía infrarroja (ATR-FTIR), técnica detallada en el capítulo 2.



**Fig. 5.2** Submuestra de 10 MPs del mes de marzo, seleccionados para su análisis mediante FTIR.

### ***Obtención de espectros***

Se obtuvieron los espectros FTIR con un equipo Nicolet 380 mediante la técnica *Attenuated Total Reflection* (ATR) con un accesorio monoreflexión ATR (mATR) de ZnSe (Fig. 5.3). En todos los casos se realizaron los espectros adquiriendo 32 barridos y realizando una presión manual para obtener una adecuada relación señal/ruido.



**Fig. 5.3** Accesorio ATR monoreflexión PIKE empleado en la obtención de los espectros ATR-FTIR con una muestra aplicada (izquierda) y plataforma con cristal de ZnSe luego de procesar la muestra (derecha).

### ***Interpretación de los espectros***

Para las interpretaciones se emplearon espectros obtenidos en las mismas condiciones experimentales con polímeros comerciales (pigmentados y sin pigmentar) que fueron tomados como referencias y espectros de aditivos de uso común en plásticos industriales obtenidos principalmente de la base del *National Institute of Standards and Technology* (NIST) o del Atlas de espectros de infrarrojo.

Nota: los espectros fueron corregidos por línea base y se han eliminado las señales atmosféricas (agua y dióxido de carbono) y aplicado un efecto de suavizado cuando fue necesario. No se realizó la corrección por la modalidad de reflectancia total atenuada (ATR).

### ***Análisis estadístico***

Para testear diferencias en la abundancia de MPs (tanto en la columna de agua como en el sedimento intermareal), entre los meses analizados, se realizó ANOVA a una vía. Los datos fueron transformados mediante  $\ln(x+1)$  y los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza se testearon mediante la prueba de Barlett. Cuando se encontraron diferencias significativas se analizaron a posteriori mediante la prueba de Fisher. Se considera que las diferencias son significativas cuando  $p \leq 0,05$ .

Con el fin de analizar si hay relación entre las variables meteorológicas (precipitaciones y dirección e intensidad del viento) e hidrológicas (altura de la marea), con respecto a la abundancia de MPs en la columna de agua y la acumulación de MPs en el sedimento intermareal, en el sitio de muestreo, se realizaron correlaciones entre MPs  $m^{-2}$  y MPs  $m^{-3}$  con respecto a los promedios de las variables meteorológicas e hidrológicas del día de muestreo y de los diez días anteriores, para analizar si tienen un efecto acumulativo a lo largo de los días, sobre la abundancia de los MPs. Las variables fueron desglosadas y utilizadas de diferente modo, según la escala temporal del análisis, como se detallan a continuación:

Referido al mismo día de muestreo, las variables incluyeron:

-**Marea:** a) máxima anterior al muestreo, b) amplitud de la marea durante el día del muestreo.

**-Vientos:** a) promedios diarios de velocidad del viento de cada cuadrante, b) cantidad de horas que el viento provino de cada cuadrante.

Referido desde los diez días anteriores hasta el día de muestreo:

**-Marea:** a) alturas promedio acumuladas, b) máxima en los 10 días anteriores, c) promedio de máximas de los 10 días anteriores.

**-Vientos:** velocidades promedio diarias acumuladas de cada cuadrante.

**-Lluvia:** a) mm promedios acumulados, b) mm máximos acumulados.

Las variables climáticas e hidrológicas que resultaron significativas en relación a la abundancia de MPs, en sedimento y agua, fueron empleadas en un modelo de regresión lineal múltiple (Stepwise addition, criterio de entrada  $F \leq 0,05$ ; criterio de salida  $F > 0,1$ ).

Posteriormente a los análisis de correlación, se realizó un análisis de ordenación canónica multivariada (análisis de redundancia, RDA), con el fin de explorar la relación entre la variación en las abundancias de los tipos de MPs en sedimento (fibras, pellet, film, fragmentos, foam) y en agua (fibras, pellet, film, fragmentos) a lo largo de los doce meses, con respecto a las variables meteorológicas e hidrológicas acumuladas de los días anteriores a los muestreos. Se utilizó la función "rda" del paquete "vegan" en R (Oksanen et al. 2017).

Aquellas variables que no tuvieron una distribución normal o tuvieron altos coeficientes de correlación ( $R > 0,75$ ) entre ellas fueron eliminadas del análisis. Como resultado, de las variables ambientales se retuvieron los vectores componentes del viento (NE, SE, SO, NO) y el promedio de lluvia en los cuatro días anteriores a los muestreos.

Por otro lado, para analizar a pequeña escala espacial si existen diferencias en la distribución de MPs en sedimento en dirección SE-NO, a lo largo de la transecta en el sitio de muestreo, se realizó un test de Kruskal-Wallis. En este sentido se compararon las seis muestras extraídas en la transecta, considerando la muestra 1 de cada mes como una réplica, promediando así doce réplicas para cada una de las seis muestras de la transecta.

También se realizaron correlaciones entre la abundancia de MPs en sedimento y los porcentajes de las distintas fracciones del sedimento de cada uno de los meses muestreados,

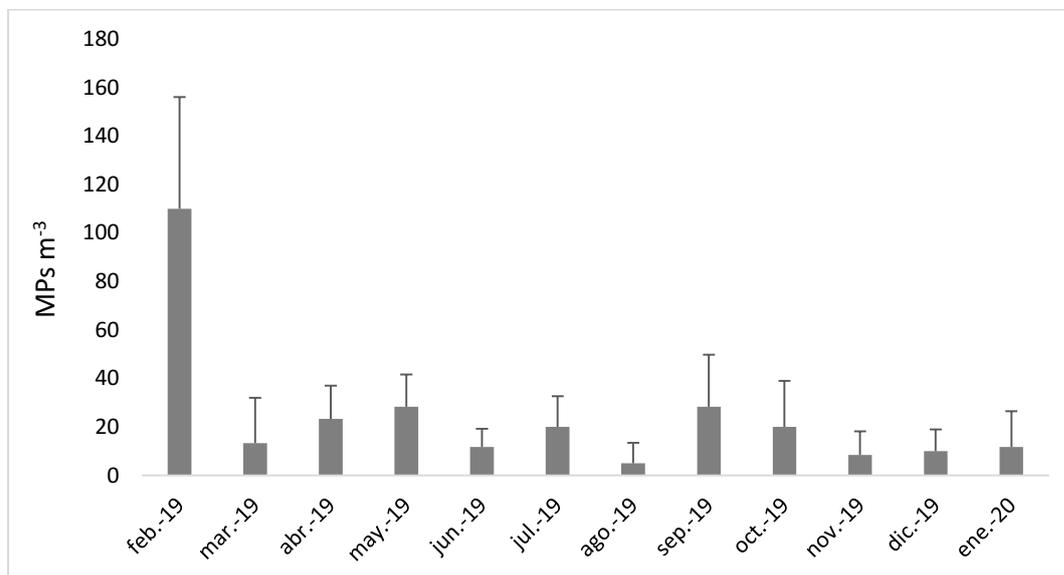
con el fin de explorar si el tamaño de grano influye en la acumulación de MPs en el sedimento intermareal.

### 5.3 Resultados

#### 5.3.a Distribución temporal de microplásticos en la columna de agua

Se analizaron un total de 72 muestras de agua, de las cuales se hallaron MPs en el 75 % de ellas.

La abundancia promedio fue de 24 MPs  $m^{-3}$ , habiéndose hallado MPs en los doce meses analizados. El mes que presentó la mayor abundancia promedio fue febrero con 110 MPs  $m^{-3}$  y el que presentó la menor fue agosto, con sólo 5 MPs  $m^{-3}$  (Fig. 5.4). Los resultados del ANOVA, demostraron que existen diferencias significativas en la abundancia promedio de MPs  $m^{-3}$  entre los meses analizados (tabla 5.1), y en el análisis "post-hoc" se evidenció que la abundancia de MPs en el mes de febrero, fue significativamente mayor con respecto a todos los meses.

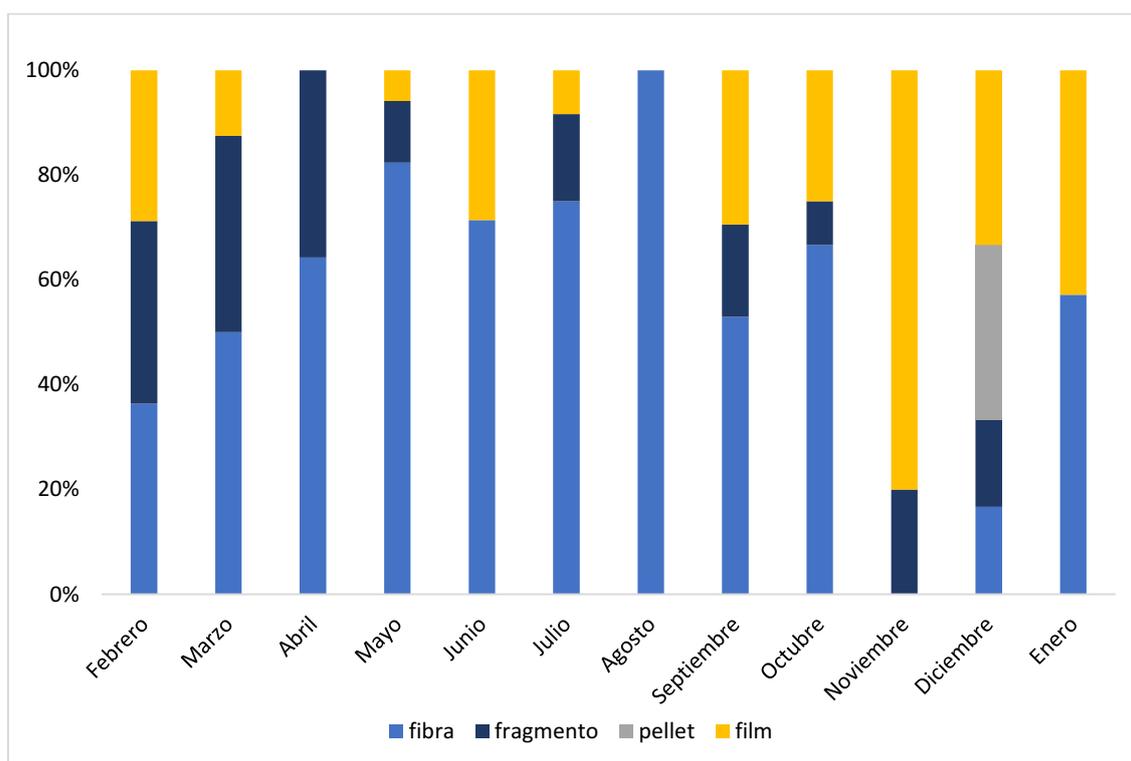


**Fig. 5.4** Distribución de microplásticos (abundancia promedio y desvío estándar) en la columna de agua a lo largo de un año.

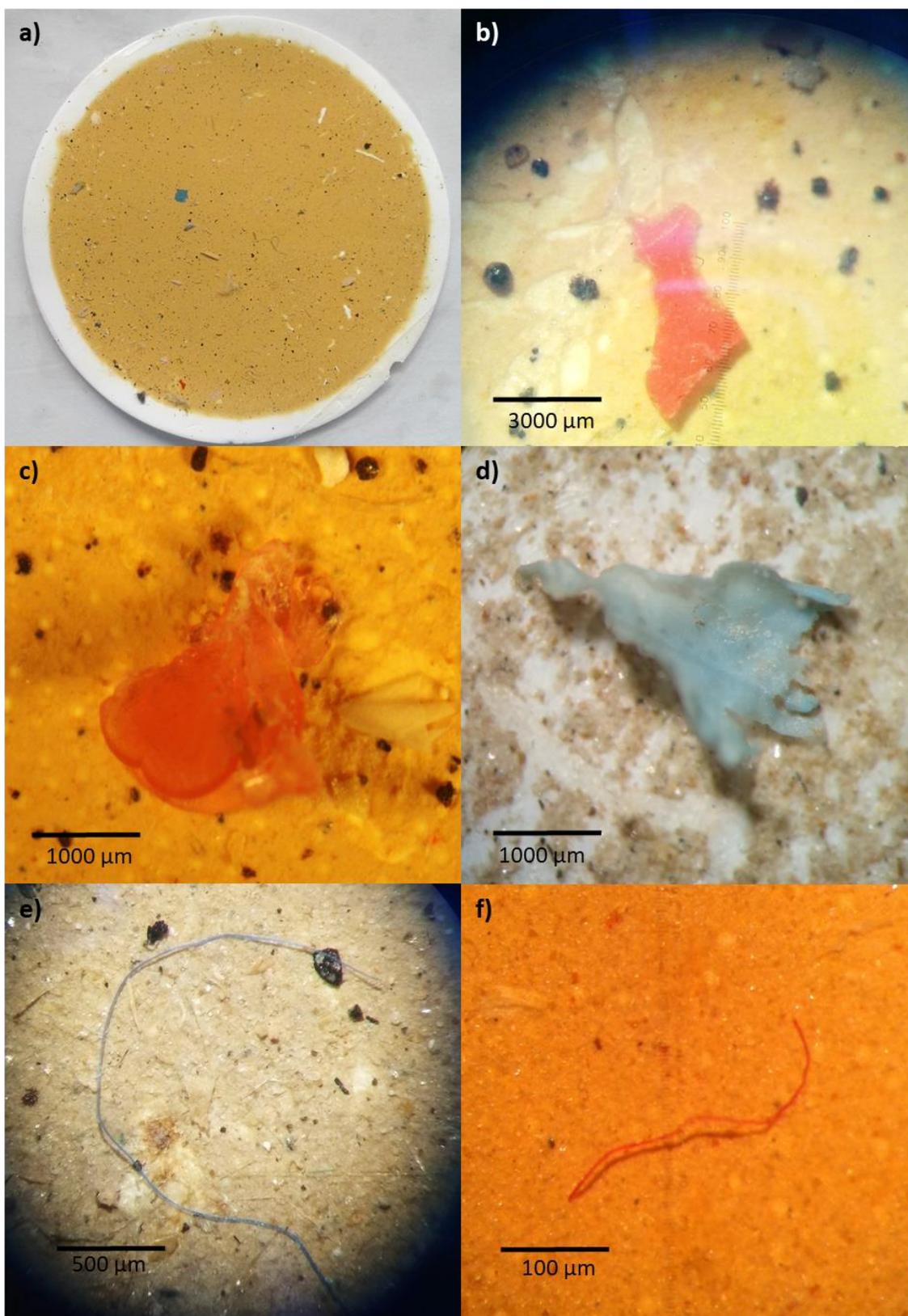
	GL	F	p
meses	11	6,9	< 0,01

**Tabla 5.1** Resultados del ANOVA a una vía (GL: grados de libertad, F y p valor) comparando la abundancia de MPs m<sup>-3</sup> en la columna de agua, entre los meses analizados.

Los tipos de MPs hallados en las muestras de la columna de agua correspondieron a cuatro categorías según su forma: fragmentos, fibras, pellets y film (Fig. 5.5 y 5.6). Las fibras fue el tipo de MPs dominante, ya que estuvo presente en 11 meses, sólo no se hallaron fibras en el mes de noviembre. El film fue el segundo tipo dominante, estando presente en 10 meses, mientras que los fragmentos se hallaron en 9 meses y los pellets sólo en el mes de diciembre. Agosto fue el único mes donde se halló un solo tipo de MPs, mientras que diciembre fue el único mes donde se encontraron las cuatro categorías de tipos de MPs (Fig. 5.5).

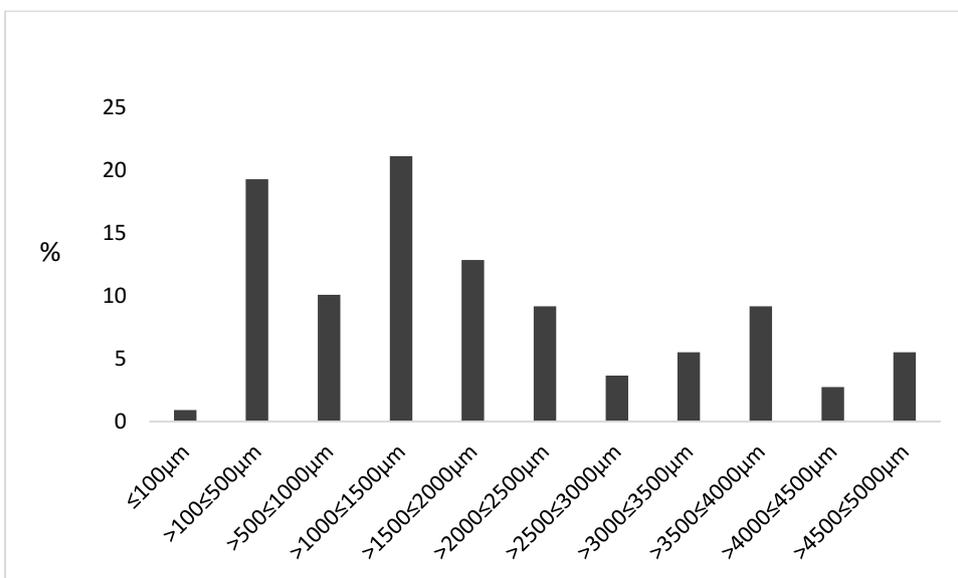


**Fig. 5.5** Distribución de tipos de microplásticos hallados en la columna de agua, en cada mes de muestreo.

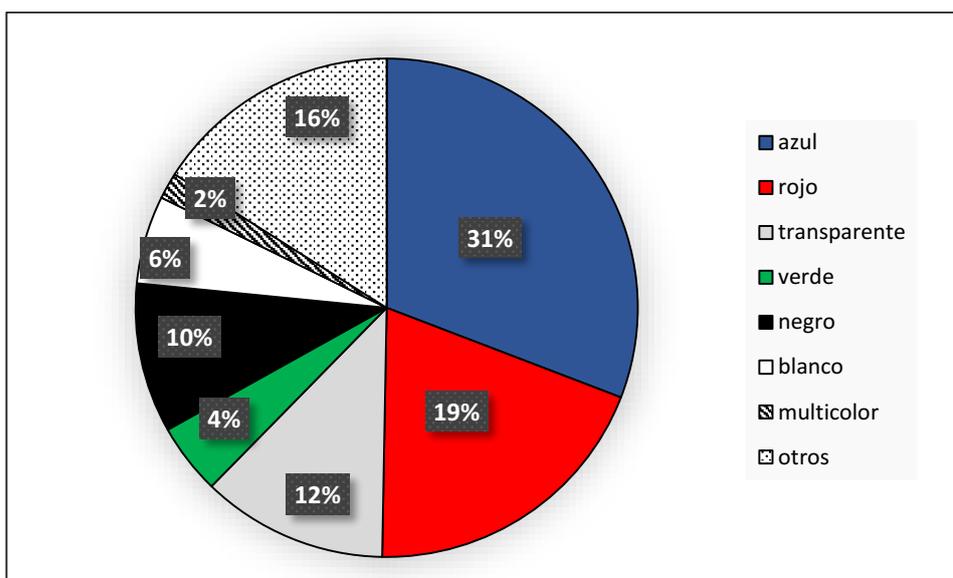


**Fig. 5.6** Tipos de microplásticos hallados en las muestras de la columna de agua. En la figura (a) se observan algunos MPs en el filtro sin aumento; en la (b) se observa un fragmento, en la (c) y (d) films y en la (e) y (f) fibras.

De la totalidad de MPs contabilizados, el tamaño más frecuente fue  $> 1000 \leq 1500 \mu\text{m}$  (21,1 %), como se muestra en la figura 5.7. En total el 51,4 % de los MPs correspondieron a tamaños menores a  $1500 \mu\text{m}$ . De los colores hallados, el azul fue el dominante en un 31 %, seguido del color rojo en un 19 % (Fig. 5.8).



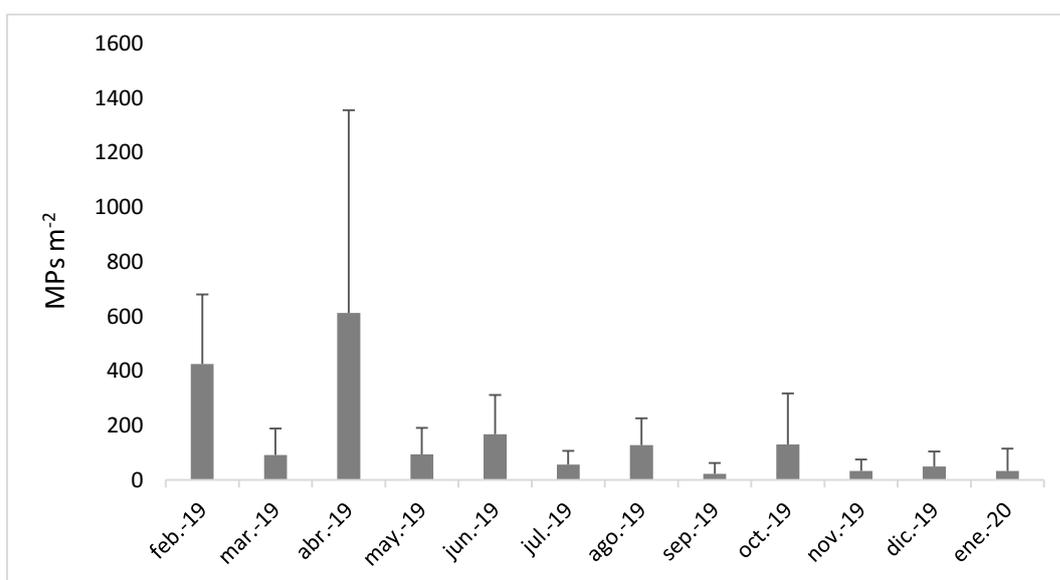
**Fig. 5.7** Porcentaje de tamaños de microplásticos hallados en la columna de agua, a lo largo de todo el muestreo.



**Fig. 5.8** Porcentaje de colores de microplásticos hallados en la columna de agua, a lo largo de todo el muestreo.

**5.3.b Distribución temporal de microplásticos en el sedimento intermareal**

En total fueron analizadas 72 muestras de sedimento intermareal, de las cuales en el 82 % se encontraron MPs. La abundancia promedio fue de 154 MPs m<sup>-2</sup>, habiéndose encontrado MPs en los doce meses muestreados. El mes que presentó la mayor abundancia promedio fue abril con 613 MPs m<sup>-2</sup> y la menor se presentó en septiembre con 23 MPs m<sup>-2</sup> (Fig. 5.9). Los resultados del ANOVA, demostraron que existen diferencias significativas en la abundancia promedio de MPs m<sup>-2</sup> entre los meses analizados (tabla 5.2), y en el análisis “post-hoc” se evidenció que la abundancia de MPs del mes de abril fue significativamente mayor con respecto a todos los meses, excepto al mes de febrero, cuyo valor promedio fue de 425 MPs m<sup>-2</sup>.

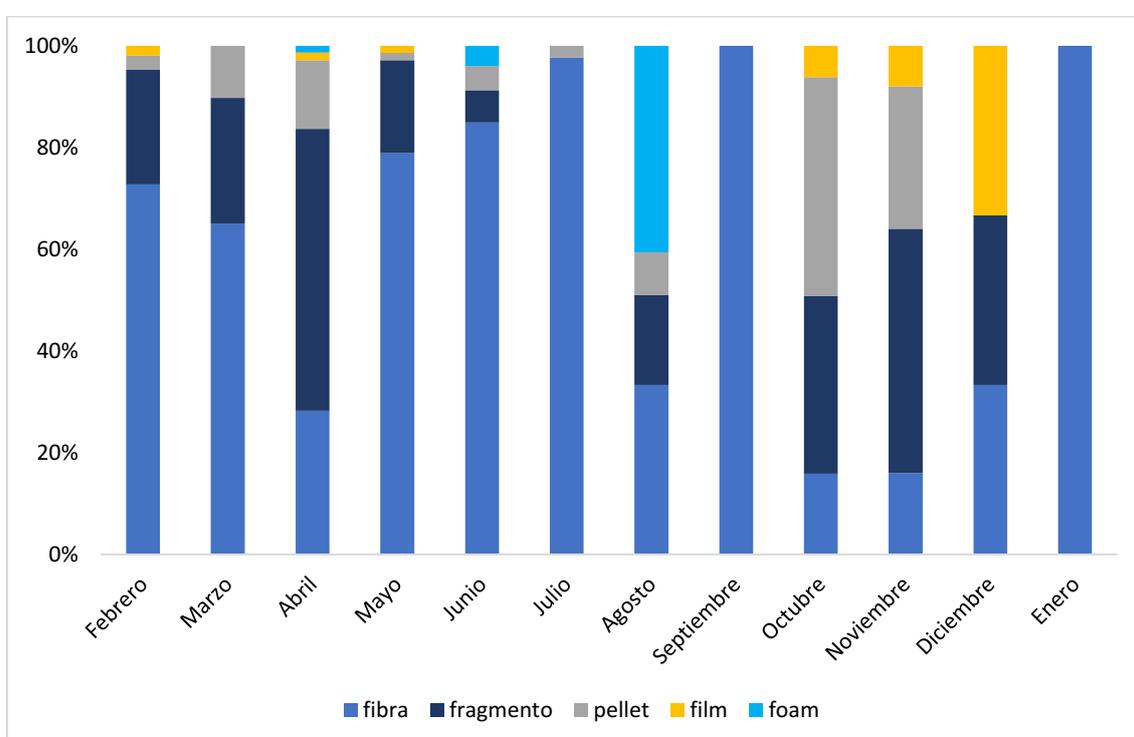


**Fig. 5.9** Distribución de microplásticos (abundancia promedio y desvío estándar) en el sedimento intermareal, a lo largo de un año.

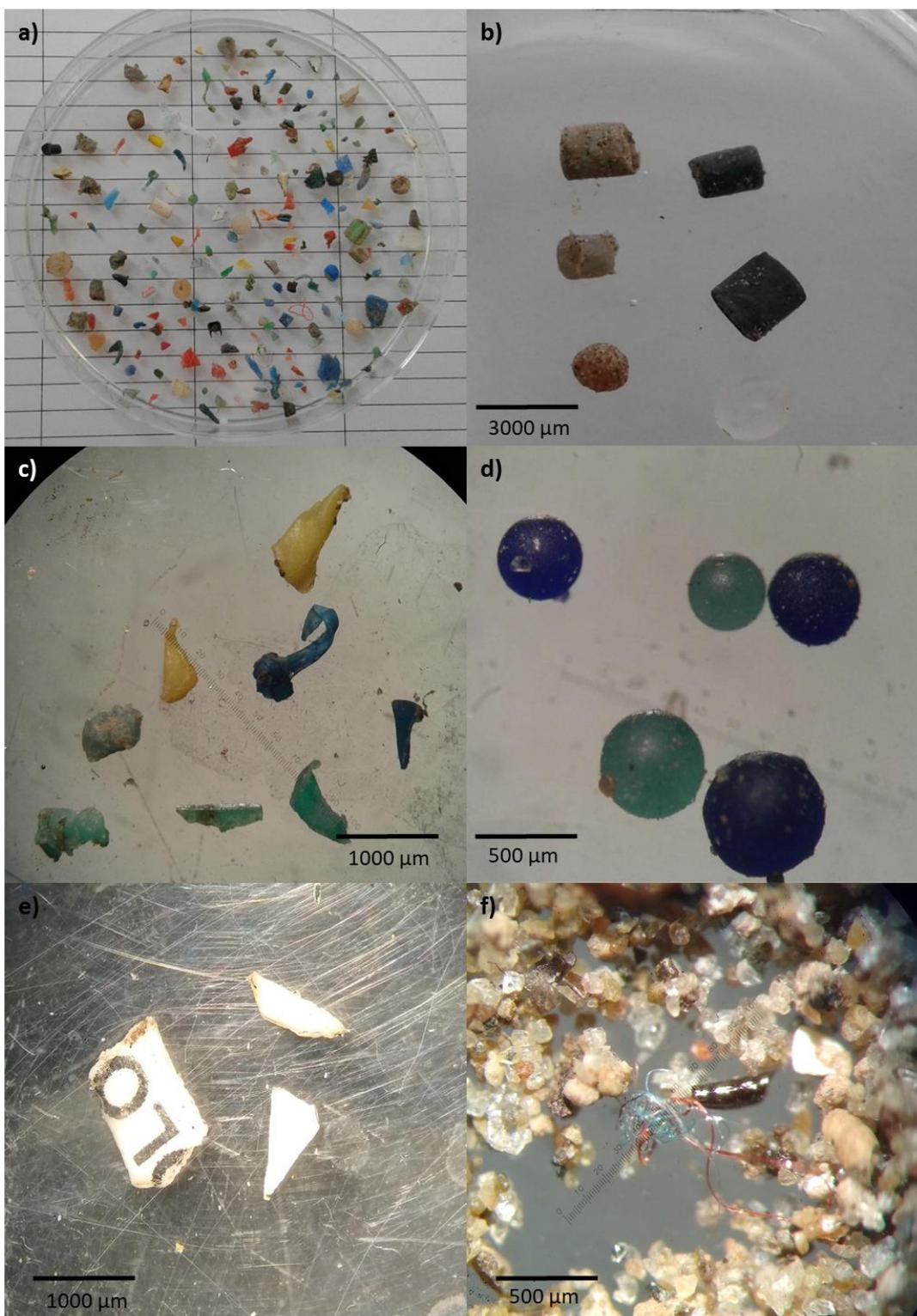
	GL	F	p
meses	11	5,5	< 0,01

**Tabla 5.2** Resultados del ANOVA a una vía (GL: grados de libertad, F y p valor) comparando la abundancia de MPs m<sup>-2</sup> en el sedimento intermareal, entre los meses analizados.

Los tipos de MPs hallados en las muestras de sedimento correspondieron a cinco categorías, según su forma: fragmentos, fibras, pellets, film y foam (Fig. 5.10 y 5.11). Las fibras fue el único tipo de MPs que se encontró presente en todos los meses. Los fragmentos y los pellets se hallaron en nueve meses, mientras que el film estuvo presente en seis meses y el foam, sólo en tres meses. Abril, que fue el mes con mayor abundancia de MPs  $m^{-2}$ , fue el único mes donde se hallaron las cinco categorías de tipos de MPs. En seis meses se encontraron cuatro tipos de MPs, y solamente en un mes (enero) hubo un único tipo de MPs (Fig. 5.10).

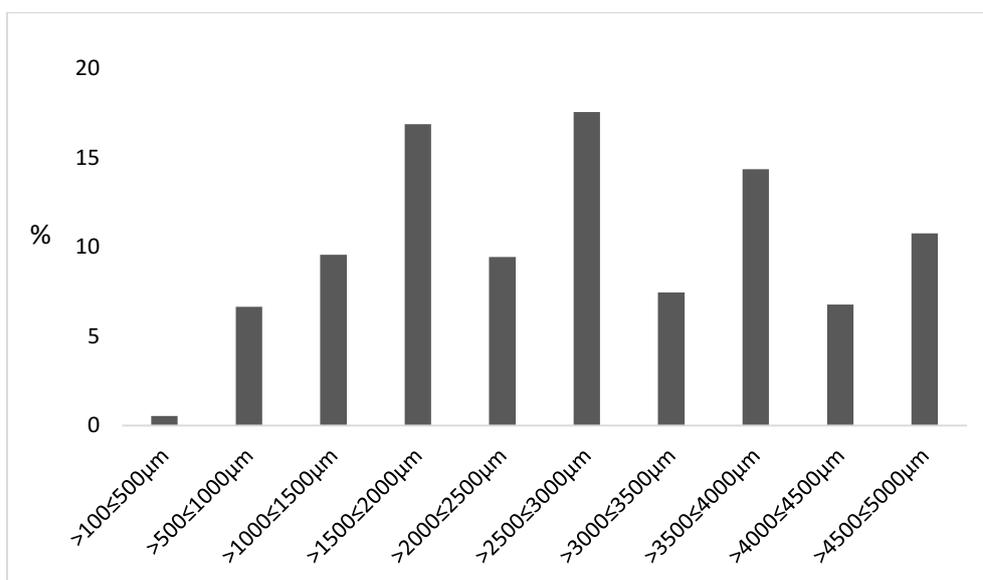


**Fig. 5.10** Distribución de tipos de microplásticos hallados en el sedimento intermareal, en cada mes de muestreo.

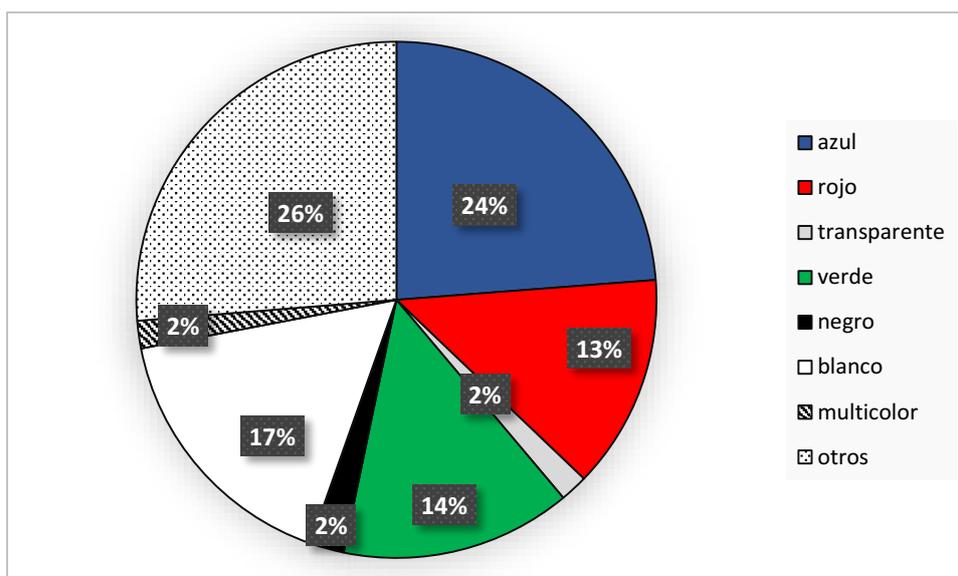


**Fig. 5.11** Tipos de microplásticos hallados en las muestras de sedimento intermareal **(a)**. En la figura **(b)** se observan pellets, en la **(c)** fragmentos, en la **(d)** microperlas, en la **(e)** fragmentos y en la **(f)** fibras. (En una sola muestra se encontraron microperlas **(d)**, las cuales se clasificaron dentro de la categoría pellets ya que también son microplásticos primarios).

Con respecto a la talla de los MPs hallados en el sedimento intermareal, el tamaño más frecuente fue  $> 2500 \leq 3000 \mu\text{m}$  (17,6 %), como se muestra en la figura 5.12. La talla más pequeña de MPs fue a partir de  $100 \mu\text{m}$ . De los colores registrados, los más abundantes fueron la categoría "otros" (que incluye varios colores poco frecuentes), en un 26 %, seguido del color azul en un 24 %. El porcentaje del resto de los colores de los MPs se muestra en la figura 5.13.



**Fig. 5.12** Porcentaje de tamaños de microplásticos hallados en el sedimento intermareal, a lo largo de todo el muestreo.



**Fig. 5.13** Porcentaje de colores de microplásticos hallados en el sedimento intermareal, a lo largo de todo el muestreo.

### ***5.3.c Relación entre MPs en agua y sedimento con las variables ambientales***

En cuanto al análisis de la relación entre las variables meteorológicas (precipitaciones y dirección e intensidad del viento), con respecto a la acumulación de MPs en el sedimento intermareal, los resultados de las correlaciones indican que la abundancia de MPs está vinculada a la velocidad del viento proveniente del NE, particularmente cuando se mantienen dos o más días de viento promedio proveniente de esa dirección (Tabla 5.3,  $R=0,627$ ), teniendo el mayor ajuste entre las variables al cuarto día acumulado de viento NE ( $R=0,770$ ).

En el caso de la abundancia de MPs en la columna de agua, los resultados demostraron una correlación significativa negativa con el viento proveniente del NO cuando se mantuvo en esa dirección por cuatro días seguidos (Tabla 5.3,  $R=-0,614$ ).

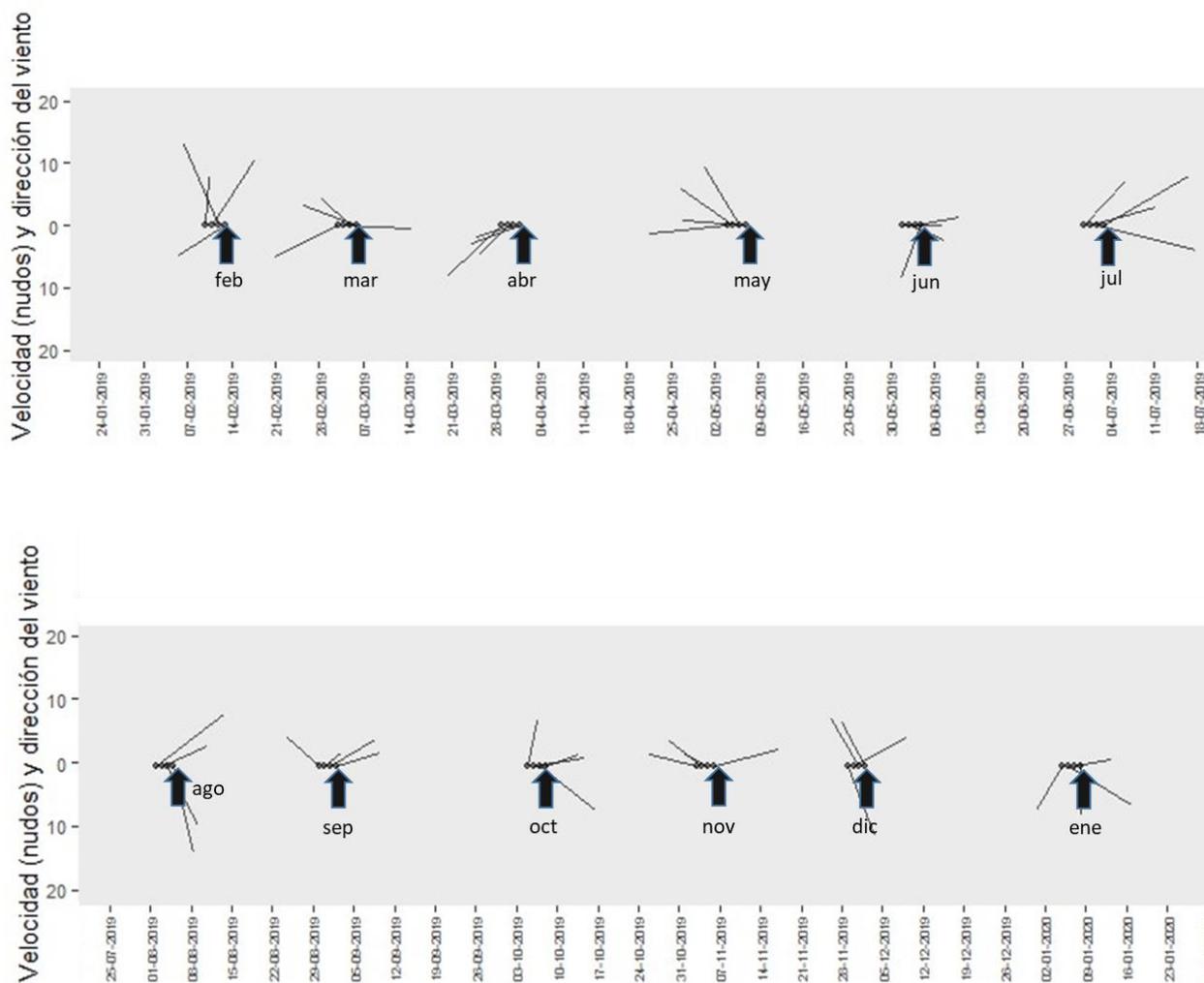
El viento fue la variable meteorológica que demostró estar correlacionada con las abundancias de MPs. En la figura 5.14 se observan las direcciones e intensidades del viento en los cuatro días previos al muestreo, a lo largo de los doce meses analizados.

Las abundancias de MPs en agua y en sedimento no exhibieron relaciones significativas con las precipitaciones o con las variables hidrológicas del día de muestreo, ni con los

datos acumulados de estas variables entre 1 y 10 días anteriores al muestreo. Tampoco hubo una correlación entre la cantidad de MPs en agua y en sedimento.

Días	Vientos vs. MPs sedimento				Vientos vs. MPs agua			
	SO	NO	NE	SE	SO	NO	NE	SE
1								
2			p=0,029 (R 0,627)					
3			p=0,018 (R 0,665)					
4		p=0,044 (R -0,589)	p=0,003 (R 0,770)			p=0,034 (R -0,614)		
5			p=0,027 (R 0,632)					
6			p=0,044 (R 0,589)					
7			p=0,021 (R 0,654)					
8			p=0,031 (R 0,622)					
9			p=0,024 (R 0,643)					
10			p=0,025 (R 0,639)					

**Tabla 5.3** Coeficientes de correlación entre la velocidad del viento proveniente de los cuatro cuadrantes (SO, NO, NE, SE), con la abundancia de microplásticos en la columna de agua y sedimento, en los diez días acumulados anteriores a la fecha de muestreo (sólo se indican las correlaciones significativas,  $p < 0,05$ ).



**Fig. 5.14** Condiciones de los vientos de los cuatro días previos al muestreo. La dirección del viento está representada por la dirección del vector (grados), mientras que el tamaño del vector indica la velocidad (nudos). Las flechas señalan el día de muestreo de cada mes.

Como se detalló en Materiales y métodos del presente capítulo, sólo se utilizarán en un modelo las variables que resultaron significativas. En este caso se procedió al modelado mediante el análisis de regresión lineal para los MPs en sedimento con respecto al viento proveniente del NE y para los MPs en agua con respecto al viento NO, acumulados en esa dirección los cuatro días previos al muestreo (fueron los que presentaron el mayor valor de R en las correlaciones). Este modelo es un método estadístico que propone un

modelo matemático lineal y que observa la dependencia de una variable "Y" con respecto a otra variable "X":

$$y_i = \beta_1 x_1 + \beta_0$$

$y_i$ : variable dependiente, cantidad de MPs en sedimento o en agua.

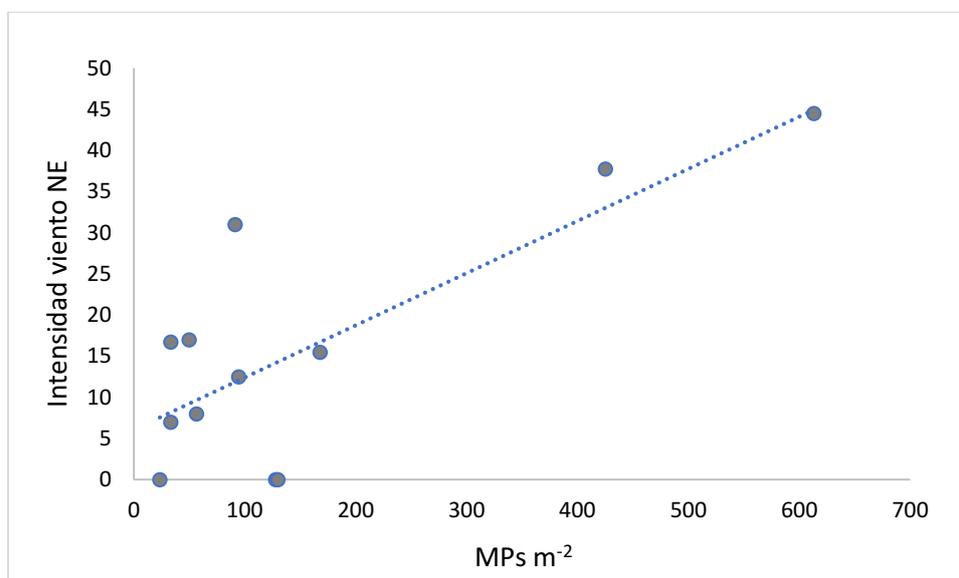
$\beta_1$ : pendiente, cambios ocurridos en  $y$  por cada incremento en una unidad de  $x$ .

$x_1$ : variable independiente, viento NE o viento NO.

$\beta_0$ : ordenada al origen.

Para los MPs en sedimento, los resultados demostraron el mejor ajuste ( $R^2=0,59$ ) con la intensidad del viento acumulada a 4 días previos al muestreo (Figura 5.15):

$$\text{Total MPs Sed}_{4 \text{ días}} = 9,36\text{NE} + 5,72$$

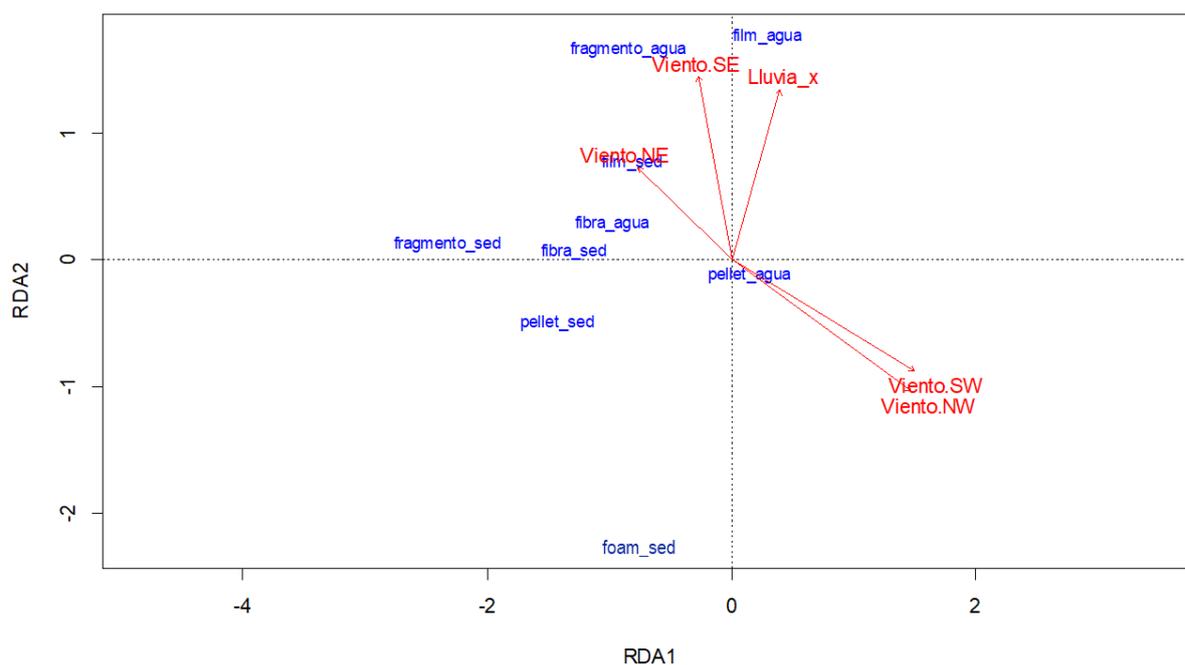


**Fig. 5.15** Regresión lineal entre la concentración de microplásticos en sedimento (MPs m<sup>-2</sup>) vs. la intensidad del viento NE acumulada a 4 días.

En el caso de los MPs en la columna de agua, el ajuste del modelo con respecto al viento de la dirección NO acumulado a los 4 días previos al muestreo fue muy bajo ( $R^2=0,37$ ), por lo que se decidió no incorporar el gráfico con la ecuación.

Como se observa en la figura 5.16, los resultados del análisis de redundancia RDA ( $R^2=0,52$ ;  $p=0,244$ ) demostraron que tres tipos de MPs: las fibras en agua y sedimento, y

fragmentos y film en el sedimento, estuvieron asociados con el viento proveniente del NE, acumulado en esa dirección por cuatro días previos al muestreo, mientras que los fragmentos en agua se asociaron con el viento SE. Las precipitaciones sólo se asociaron con los film en agua. Los pellets y foam fueron los tipos de MPs que no se asociaron con las variables meteorológicas. Los dos primeros ejes de la RDA explican el 45,7% de la varianza total.

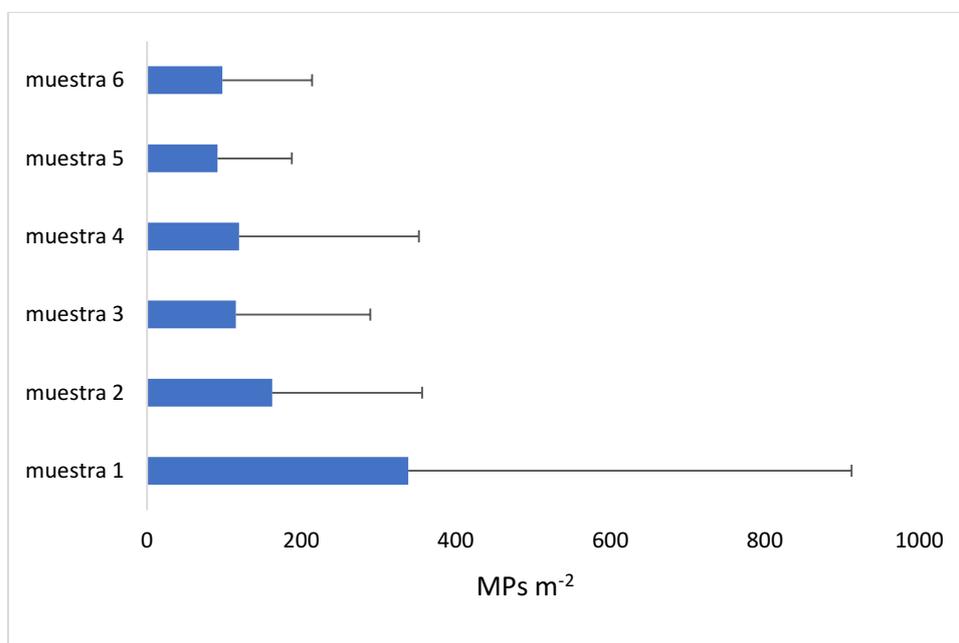


**Fig. 5.16** Gráfico obtenido a partir del análisis de ordenación canónica multivariada (análisis de redundancia, RDA), entre los tipos de MPs (fibras, fragmentos, pellets, film y foam) en agua y sedimento con respecto a las variables meteorológicas. RDA1 = 31,7 %; RDA2 = 14 %.

### ***Variabilidad en la acumulación de MPs en el gradiente S-N***

A pesar de que el promedio de las réplicas de los doce meses de la densidad de MPs en las muestras fue mayor en aquellas localizadas en el sector SE de la playa (muestra 1), a lo largo de todos los meses analizados, observándose una tendencia a una mayor acumulación hacia el SE en el sitio de muestreo; el test de Kruskal-Wallis sobre la densidad

de MPs entre las 6 muestras del sitio en un gradiente SE-NO no exhibió diferencias significativas ( $p=0,253$ ) entre las réplicas (Fig. 5.17).

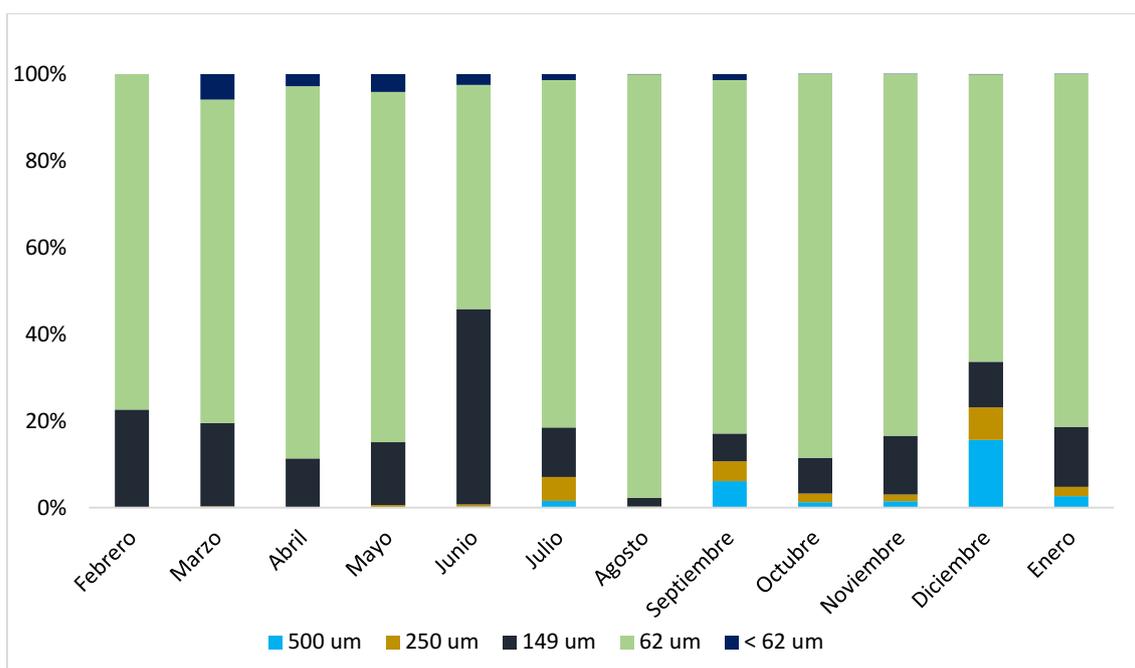


**Fig. 5.17** Densidad promedio de los microplásticos entre muestras ( $\pm$  desvío estándar), en un gradiente desde aquellas localizadas al SE (muestra 1) hacia el NO (muestra 6).

### ***Granulometría***

Los análisis granulométricos demostraron que la fracción de sedimento  $< 62,5 \mu\text{m}$  (limos + arcillas), fue la menor en todos los meses. La fracción predominante, a lo largo de los doce meses, fue la arena muy fina ( $> 62,5 \mu\text{m}$ ) y la arena fina ( $> 149 \mu\text{m}$ ). Las fracciones del material más grueso (arena gruesa y arena media) sólo estuvieron presentes algunos meses, aunque en baja proporción (Fig. 5.18).

La relación entre la abundancia de MPs  $\text{m}^{-2}$  y la composición granulométrica demostró que hay una relación significativa inversa con las fracciones mayores del sedimento (Tabla 5.4). Es decir, se acumula menos cantidad de MPs  $\text{m}^{-2}$  cuando en el sedimento hay fracciones de arena gruesa y arena media.



**Fig. 5.18** Proporción de las distintas fracciones del sedimento, siguiendo la clasificación de Folk (1959): arena gruesa (> 500 μm), arena media (> 250 μm), arena fina (> 149 μm), arena muy fina (> 62,5 μm) y limos + arcillas (< 62,5 μm), en los doce meses analizados.

fracción sedimento	MPs m <sup>-2</sup>
> 500 μm	p=0,001 (R -0,806)
> 250 μm	p=0,007 (R -0,728)
> 149 μm	p=0,324 (R 0,312)
> 62,5 μm	p=0,957 (R 0,017)
< 62,5 μm	p=0,625 (R 0,158)

**Tabla 5.4** Coeficientes de correlación y p valores entre las fracciones del sedimento y la abundancia de MPs m<sup>-2</sup>. Se indican en color rojo las correlaciones significativas (p<0,05).

### 5.3.d Composición química de los MPs hallados en el sedimento intermareal

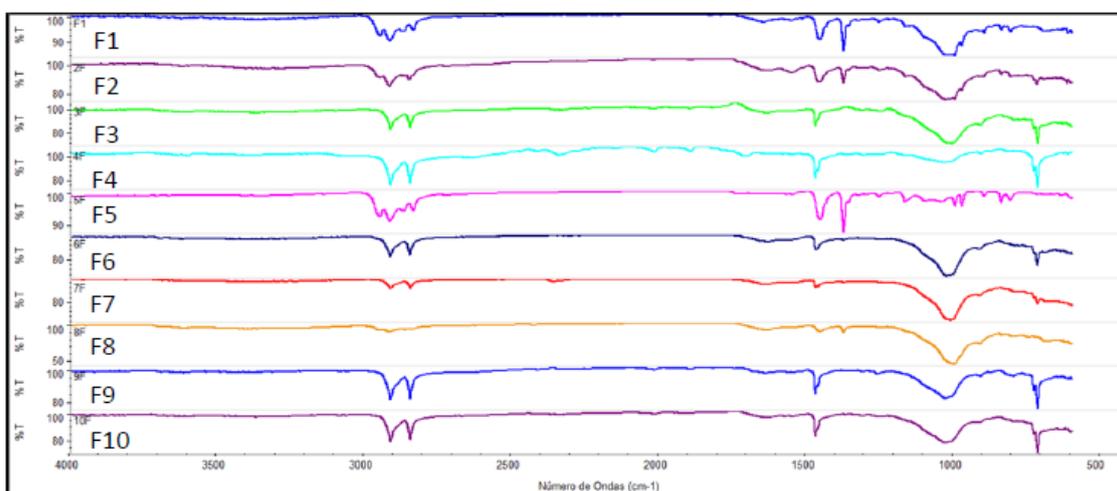
El análisis de la composición química de 80 MPs, correspondientes a cuatro categorías de tipos de MPs: fragmentos, pellet, film y foam (Tabla 5.5) reveló que 45 de ellos se

identificaron como polietileno (PE) y 35 como polipropileno (PP), presentando en algunos casos diferentes grados de oxidación y aditivos en su composición. Los espectros obtenidos de cada una de las muestras y sus respectivas interpretaciones se detallan a continuación. Sólo se explican con mayor detalle los resultados del mes de febrero, ya que se siguió el mismo procedimiento para todos los meses analizados, pero en el caso de algunas excepciones se profundiza el análisis.

	PE	PP	Total
<b>fragmento</b>	23	26	49
<b>film</b>	3	2	5
<b>pellet</b>	17	7	24
<b>foam</b>	2	0	2
<b>Total</b>	45	35	80

**Tabla 5.5** Cantidad de MPs de cada polímero identificado, según la categoría de tipo de MPs.

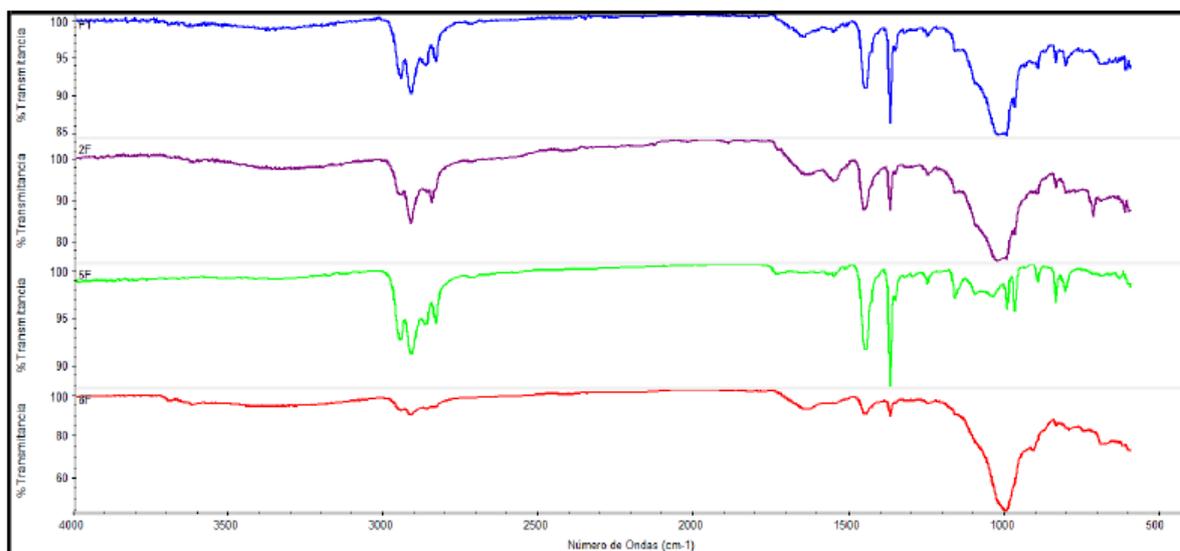
#### Espectros IR muestras febrero (1-10):



**Fig. 5.19** Espectros ATR-FTIR de las diez muestras del mes de febrero, en el rango 4000 – 650  $\text{cm}^{-1}$ .

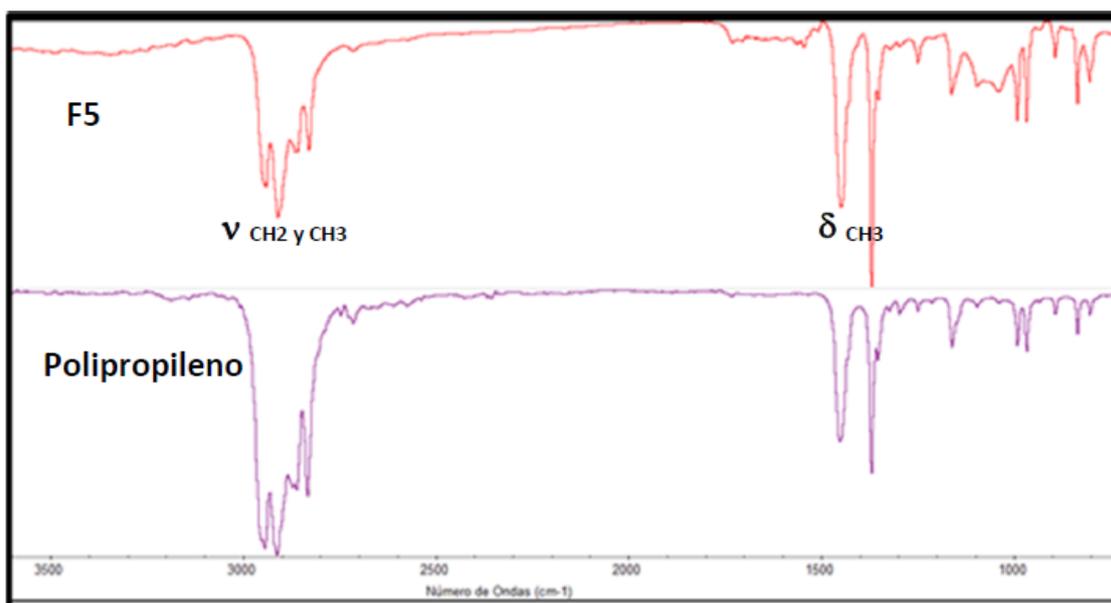
Al comparar las **muestras del mes de febrero** (Fig. 5.19), se observan las siguientes concordancias: F1 (azul), F2 (violeta), F5 (verde) y F8 (rojo) poseen espectros IR muy similares

con distintas intensidades de bandas debido, probablemente, a la cantidad de polímero en cada muestra.



**Fig. 5.20** Espectros ATR-FTIR de F1 (azul), F2 (violeta), F5 (verde) y F8 (rojo), en el rango 4000 – 650 cm<sup>-1</sup>.

Como se observa en mayor detalle en la figura 5.20, en todos los casos se observan señales en la zona entre 2800 y 2900 cm<sup>-1</sup> y entre 800 y 1500 cm<sup>-1</sup>, las cuales pertenecen, mayoritariamente, a frecuencias de estiramiento y deformación de enlaces C-H, por lo que un posible candidato para este tipo de espectros es el polipropileno (PP). A continuación, en la figura 5.21, se muestran los espectros comparativos de la muestra F5 con el espectro IR de una muestra de PP conocida:

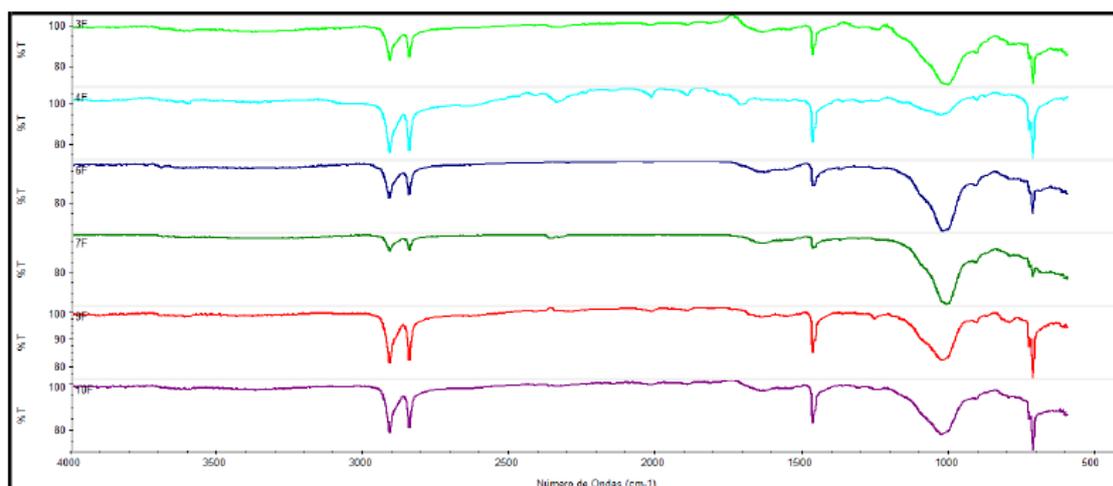


**Fig. 5.21** Espectros ATR-FTIR de la muestra F5, en comparación con el espectro IR de una muestra de PP conocida.

Al analizar en detalle los espectros IR de las muestras F1, F2 y F8, se observa que los mismos presentan una banda importante en  $1000\text{ cm}^{-1}$ , la cual podría deberse a la vibración antisimétrica de fosfatos inorgánicos  $\nu(\text{PO}_4^{3-})$ , los cuales, se incorporan durante la manufacturación.

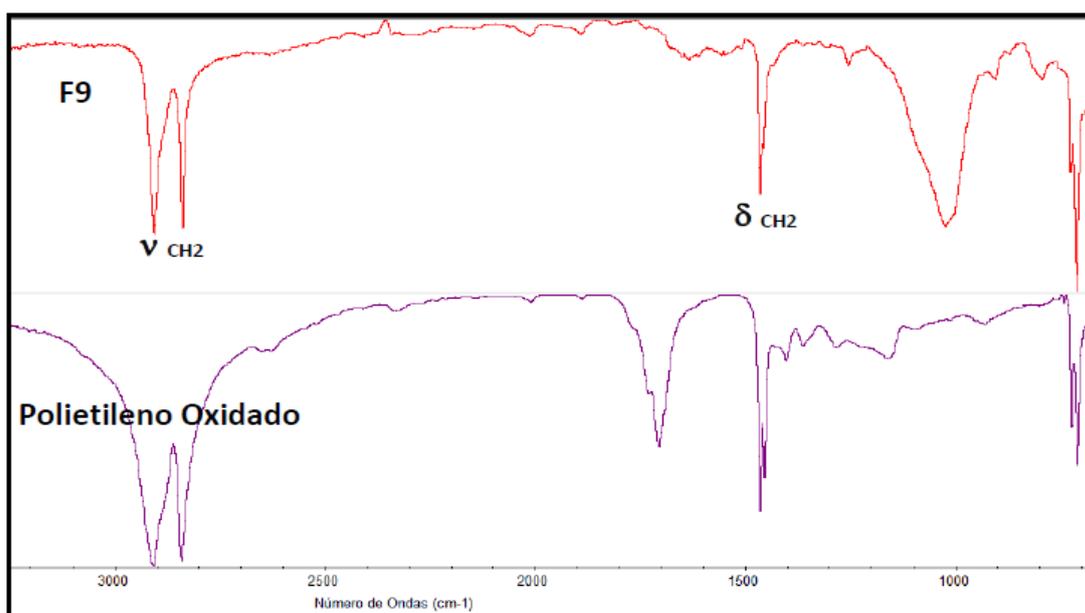
Es decir, las muestras F1, F2 y F8 se asemejan al polipropileno con distintas proporciones de una carga inorgánica, tipo fosfato. Mientras que la muestra F5 se trataría de polipropileno puro. Cabe destacar que F1, F2 y F8 presentan coloración (rojo, amarillo y negro, respectivamente), mientras que F5 es incolora.

Por otro lado, las muestras F3, F4, F6, F7, F9 y F10 presentan un espectro IR similar entre ellas, pero claramente diferente a las muestras anteriores (Fig. 5.22):



**Fig. 5.22** Espectros ATR-FTIR de F3 (verde claro), F4 (celeste), F6 (azul), F7 (verde oscuro), F9 (rojo) y F10 (violeta).

En todos los casos, se observan señales en la zona entre 2850 y 2950  $\text{cm}^{-1}$  y entre 700 y 1700  $\text{cm}^{-1}$ , las cuales pertenecen a frecuencias de estiramiento y deformación de enlaces C-H y a estiramiento C=O. Analizando el conjunto de señales se plantea como posible polímero al polietileno (PE), el cual podría encontrarse, en el caso de la muestra F4, oxidado por poseer la señal característica a 1700  $\text{cm}^{-1}$  correspondiente a C=O. Con el fin de verificar lo anterior, se compararon los espectros de cada una de las muestras con una muestra conocida de PE, como se muestra el ejemplo de la siguiente imagen (Fig. 5.23):



**Fig. 5.23** Espectros ATR-FTIR de la muestra F9 en comparación con el espectro IR de una muestra de PE conocida.

Nuevamente, en todas las muestras anteriores se observa una importante señal a  $1000\text{ cm}^{-1}$ , la cual puede deberse a la vibración antisimétrica de fosfatos inorgánicos  $\nu(\text{PO}_4^{3-})$ , probablemente presentes en la muestra.

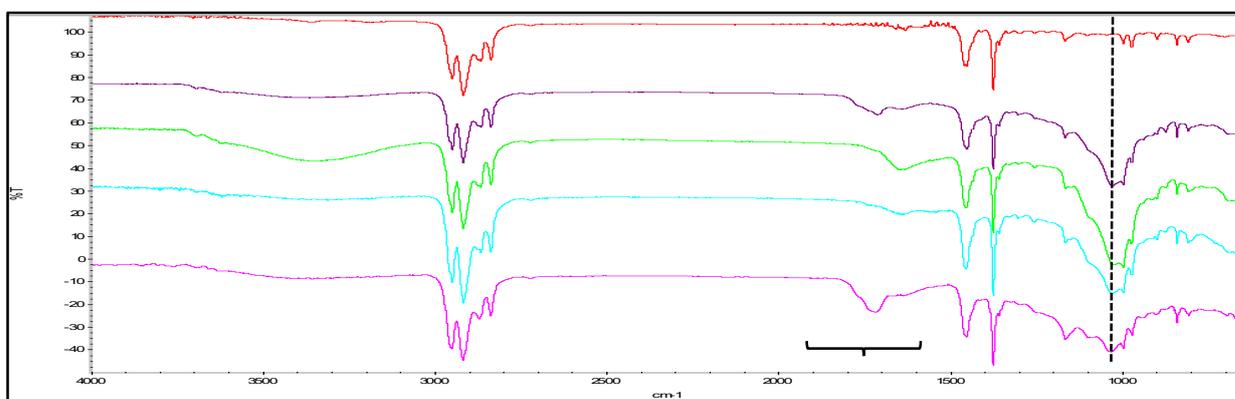
A modo de resumen del mes de febrero, se presenta la tabla 5.6.

Muestra	Color	Tipo	Composición química
F1	Rojo	fragmento	PP con fosfatos
F2	Amarillo	fragmento	PP con fosfatos
F3	Azul	fragmento	PE con fosfatos
F4	Azul	fragmento	PE oxidado con fosfatos
F5	Incoloro	pellet	PP
F6	Marrón	pellet	PE con fosfatos
F7	Negro	pellet	PE con fosfatos
F8	Negro	fragmento	PP con fosfatos
F9	Amarillo	fragmento	PE con fosfatos
F10	Blanco	fragmento	PE con fosfatos

**Tabla 5.6** Composición química, color y tipo de MPs de las muestras analizadas del mes de febrero.

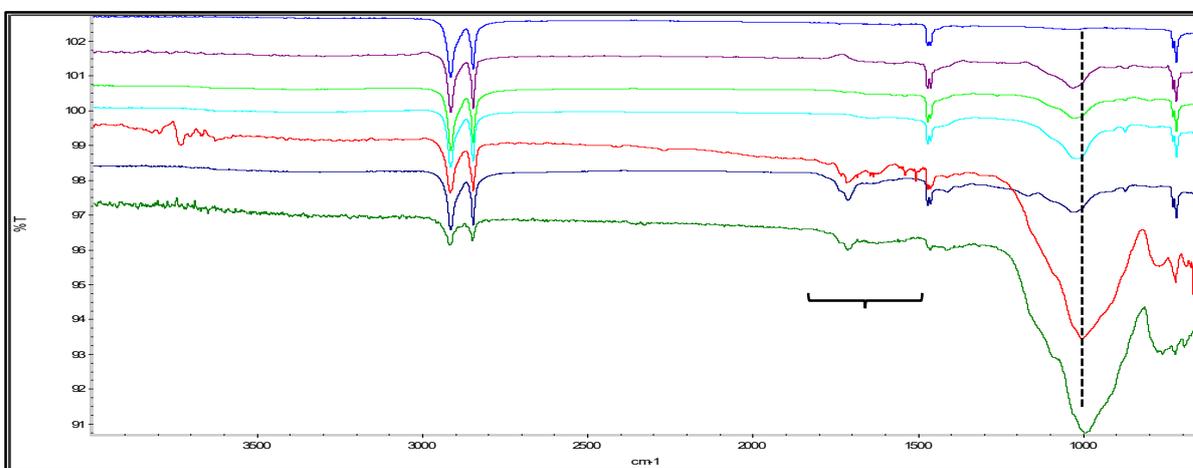
**Espectros IR muestras marzo (1-10):**

En la Figura 5.24, se observan los espectros de PP (rojo) y de las muestras M1, M2, M3 y M5. Se observa en general, además de las bandas características de este polímero, señales entre  $1900 - 1500\text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030\text{ cm}^{-1}$ .



**Fig. 5.24** Espectros ATR-FTIR de PP (rojo) y de las muestras de M1 (violeta), M2 (verde), M3 (celeste) y M5 (lila) en el rango  $4000 - 650 \text{ cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030 \text{ cm}^{-1}$ , respectivamente.

En la Figura 5.25, se observan los espectros de PE y de las muestras M4, M6, M7, M8, M9 y M10. Como en el caso de la Figura 5.23, se observa en general, además de las bandas características del PE, señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030 \text{ cm}^{-1}$ .



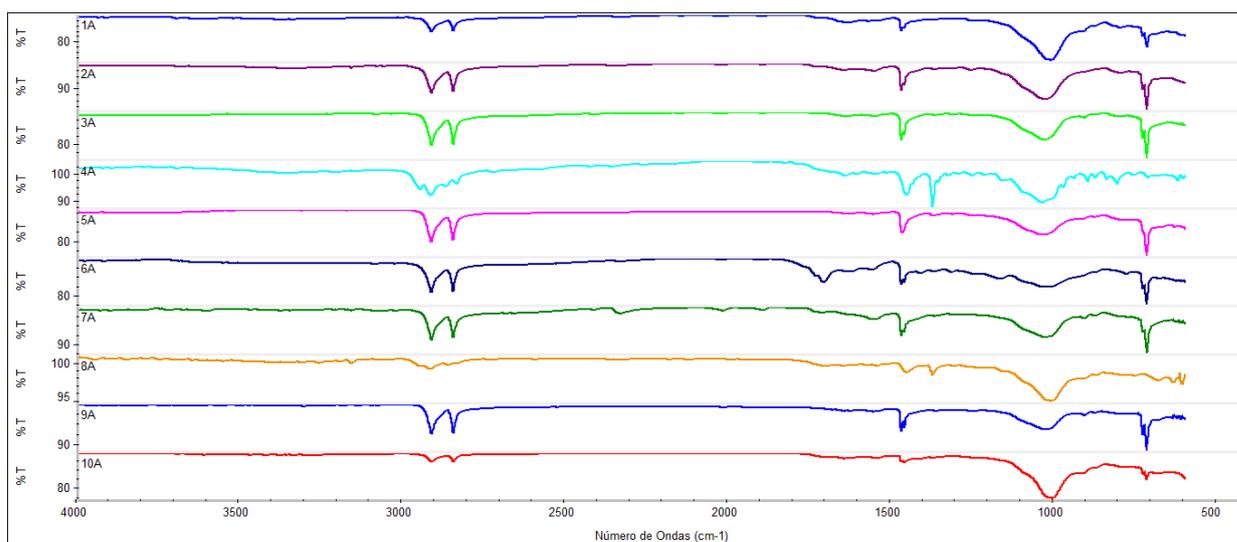
**Fig. 5.25** Espectros ATR-FTIR de PE (azul claro) y de las muestras M4 (violeta), M6 (verde claro), M7 (celeste), M8 (rojo), M9 (azul oscuro) y M10 (verde oscuro) en el rango  $4000 - 650 \text{ cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030 \text{ cm}^{-1}$ , respectivamente.

A modo de resumen del mes de marzo, se presenta la tabla 5.7.

Muestra	Color	Tipo	Composición química
M1	Azul	fragmento	PP con siloxanos
M2	Rojo	fragmento	PP con siloxanos
M3	Blanco	fragmento	PP con siloxanos
M4	Rojo	fragmento	PE con siloxanos
M5	Blanco	pellet	PP con ac maleico y siloxanos
M6	Amarillo	fragmento	PE con siloxanos
M7	Blanco	pellet	PE con siloxanos
M8	Blanco	pellet	PE con fosfatos
M9	Gris	pellet	PE con siloxanos
M10	Blanco	pellet	PE con fosfatos

**Tabla 5.7** Composición química, color y tipo de MPs de las muestras analizadas del mes de marzo.

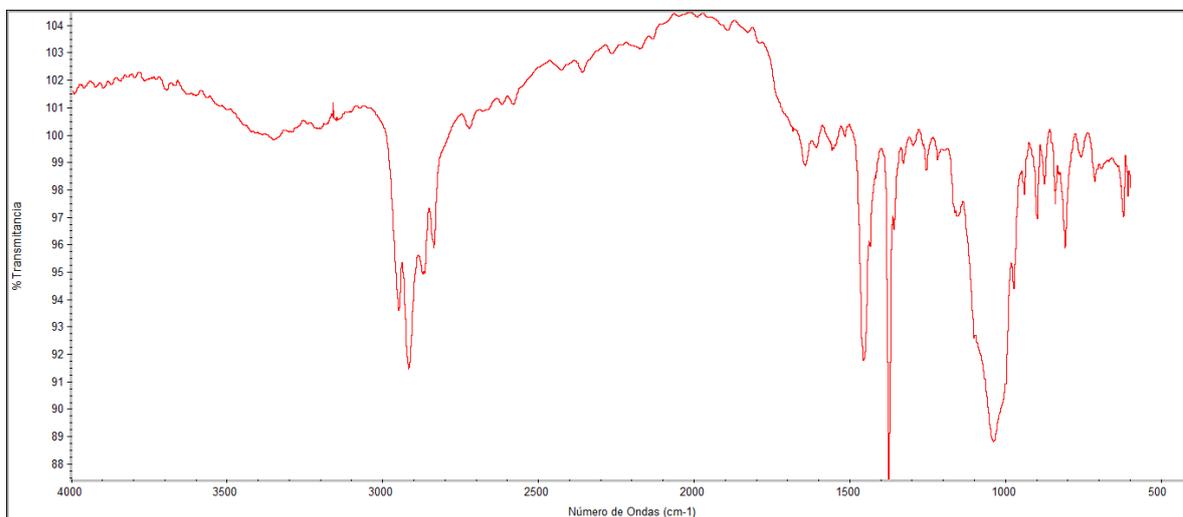
#### Espectros IR muestras abril (1-10):



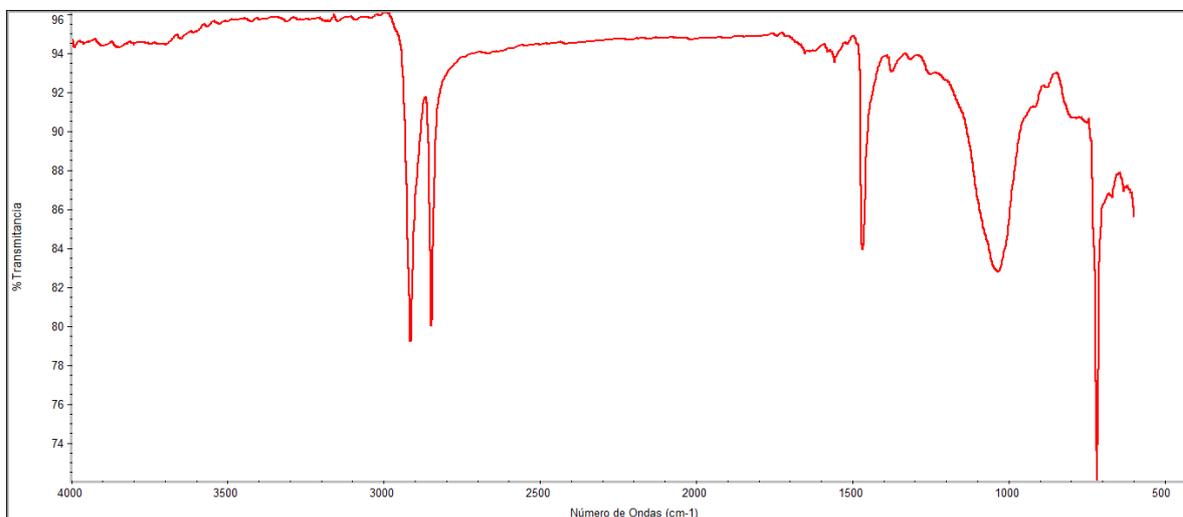
**Fig. 5.26** Espectros ATR-FTIR de las diez muestras del mes de abril en el rango 4000 – 650  $\text{cm}^{-1}$ .

Las muestras A1 (azul), A2 (violeta), A3 (verde claro), A6 (azul oscuro), A7 (verde oscuro), A9 (azul) y A10 (rojo), presentan espectros que se asemejan al del Polietileno oxidado con carga de fosfato. La muestra A6 parece estar más oxidada por el tamaño de la banda a  $1700 \text{ cm}^{-1}$  (Fig. 5.26).

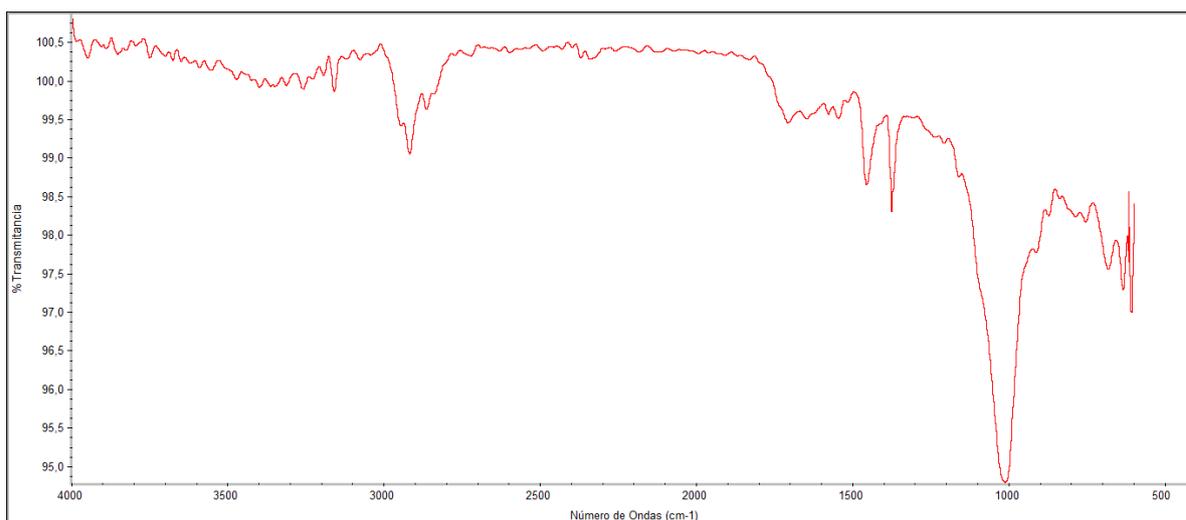
El resto de las muestras se detallan sus espectros a continuación. La muestra A4 coincide con el espectro de polipropileno con fosfato (Fig. 5.27), la muestra A5 con el espectro de polietileno con carga de fosfatos (Fig. 5.28), y la muestra A8 se asemeja a polipropileno con mucha cantidad de carga, probablemente fosfatos (Fig. 5.29).



**Fig. 5.27** Espectro ATR-FTIR de la muestra A4.



**Fig. 5.28** Espectro ATR-FTIR de la muestra A5.



**Fig. 5.29** Espectro ATR-FTIR de la muestra A8.

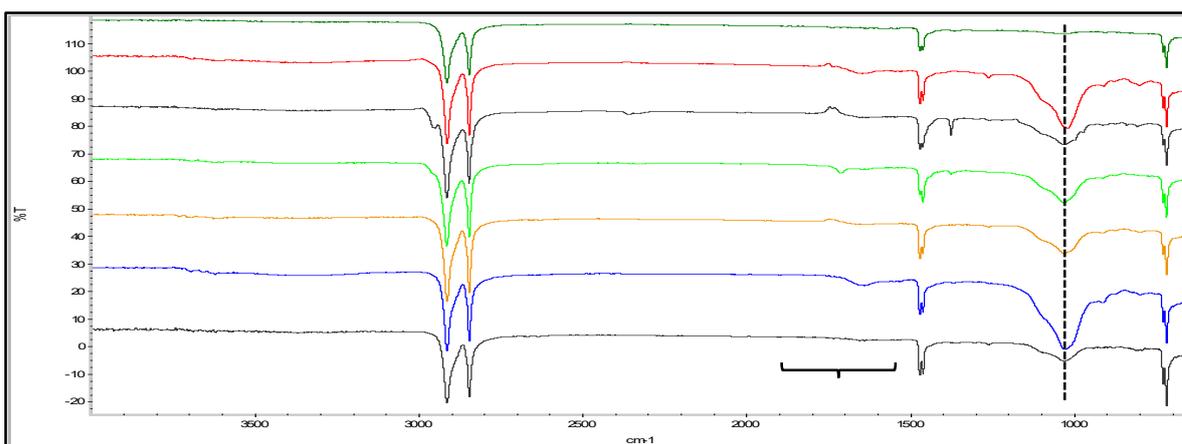
A modo de resumen del mes de abril, se presenta la tabla 5.8.

Muestra	Color	Tipo	Composición química
A1	Amarillo	fragmento	PE oxidado con fosfatos
A2	Rojo	fragmento	PE oxidado con fosfatos
A3	Azul	fragmento	PE oxidado con fosfatos
A4	Rojo	film	PP con fosfato
A5	Negro y Blanco	film	PE con fosfatos
A6	Turquesa	fragmento	PE muy oxidado con fosfatos
A7	Verde	fragmento	PE oxidado con fosfatos
A8	Transparente	pellet	PP con alto porcentaje de fosfato
A9	Transparente	pellet	PE oxidado con fosfatos
A10	Gris	pellet	PE oxidado con fosfatos

**Tabla 5.8** Composición química, color y tipo de MPs de las muestras analizadas del mes de abril.

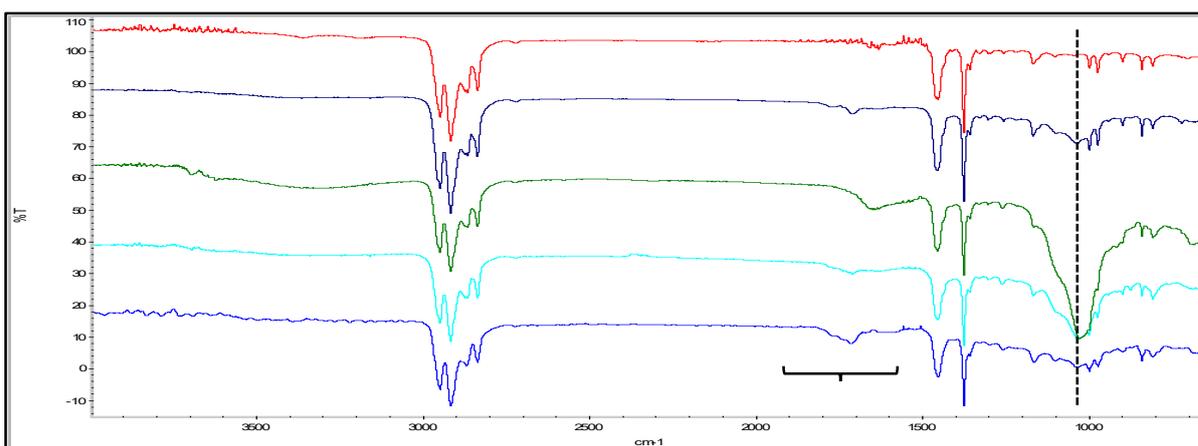
#### Espectros IR muestras mayo (1-10):

En la Figura 5.30, se observan los espectros de PE (verde oscuro) y de las muestras de M1 (rojo), M2 (negro), M4 (verde claro), M5 (naranja), M6 (azul) y M9 (negro). Se observa en general, además de las bandas características de este polímero, señales entre 1900 – 1500  $\text{cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en 1030  $\text{cm}^{-1}$ . La muestra M2 se diferencia de las otras, ya que se observan bandas asignables a PE y PP, probablemente se trate de un copolímero con alto contenido de PE.



**Fig. 5.30** Espectros ATR-FTIR de PE (verde) y de las muestras M1 (rojo), M2 (negro), M4 (verde claro), M5 (naranja), M6 (azul) y M9 (negro) en el rango  $4000 - 650 \text{ cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030 \text{ cm}^{-1}$ , respectivamente.

En la figura 5.31, se observan los espectros de PP (rojo) y de las muestras de M3 (azul oscuro), M7 (verde oscuro), M8 (celeste) y M10 (azul). Como en el caso de las figuras anteriores, se observa en general, además de las bandas características del PP, señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030 \text{ cm}^{-1}$ .



**Fig. 5.31** Espectros ATR-FTIR de PP (rojo) y de las muestras M3 (azul oscuro), M7 (verde oscuro), M8 (celeste) y M10 (azul), en el rango  $4000 - 650 \text{ cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030 \text{ cm}^{-1}$ , respectivamente.

Las señales adicionales se deben a la presencia de los diferentes aditivos empleados ya sea en el procesamiento, como aditivos funcionales o como resultados de procesos de degradación del polímero, en particular de oxidación.

En el caso de polietileno, es importante considerar que hay diferentes tipos de polímeros, de baja densidad (LDPE) y de alta densidad (HDPE) que presentan diferente dureza. Mediante el análisis de la región comprendida entre 1440 y 1330  $\text{cm}^{-1}$  es factible, aunque no siempre, diferenciar el tipo de PE encontrado en cada caso. También es importante considerar que las propiedades mecánicas, entre ellas la dureza, dependen del peso molecular del polímero.

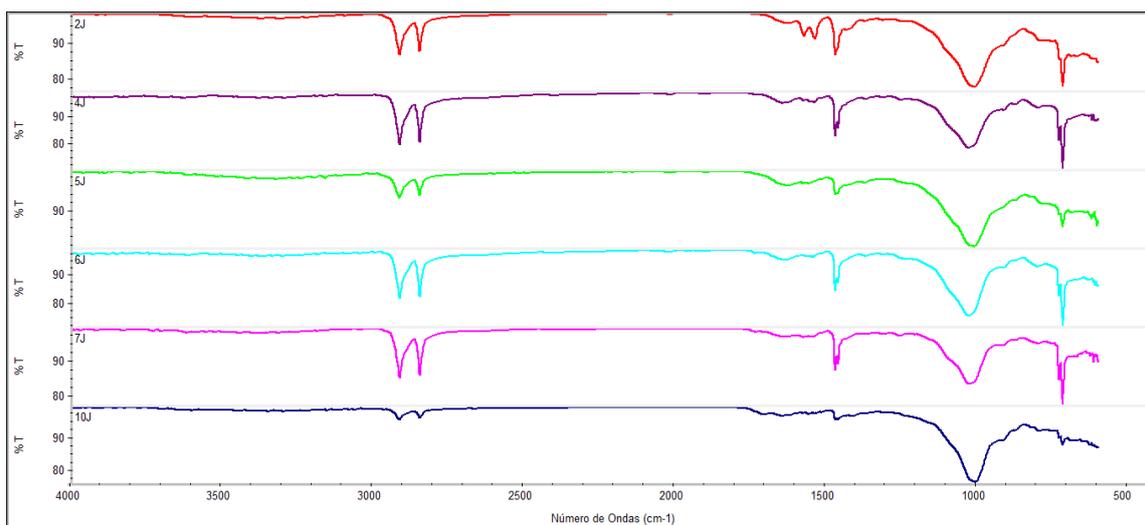
A modo de resumen del mes de mayo, se presenta la tabla 5.9.

Muestra	Color	Tipo	Composición química
M1	Amarillo	fragmento	PE con siloxanos
M2	Amarillo	fragmento	PE + PP con siloxanos
M3	Azul	fragmento	PP con un poco de PE y siloxanos
M4	Turquesa	film	PE con siloxanos
M5	Verde	fragmento	PE con siloxanos
M6	Azul	fragmento	PE con siloxanos
M7	Turquesa	fragmento	PP con siloxanos
M8	Rojo	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
M9	Translúcido	pellet	PE con siloxanos
M10	Violeta	fragmento	PP con siloxanos

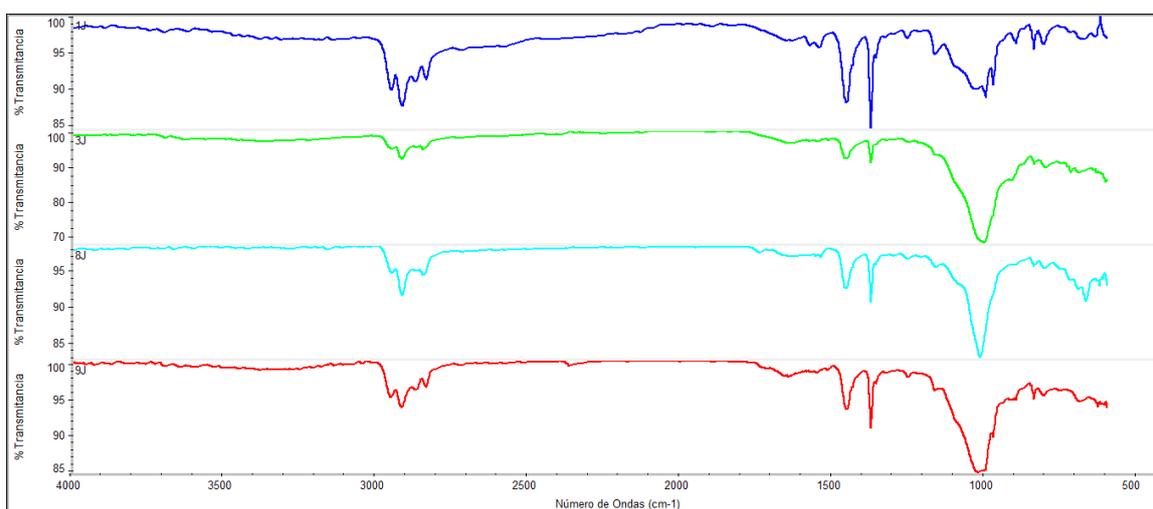
**Tabla 5.9** Composición química, color y tipo de MPs de las muestras analizadas del mes de mayo.

#### **Espectros IR muestras junio (1-10):**

Las muestras J2 (rojo), J4 (violeta), J5 (verde claro), J6 (celestes), J7 (fucsia) y J10 (azul), presentan espectros que se asemejan al del polietileno oxidado con carga de fosfatos (Fig. 5.32). Mientras que las muestras J1 (azul), J3 (verde claro), J8 (celestes) y J9 (rojo), tienen espectros similares al del polipropileno con fosfato (Fig. 5.33).



**Fig. 5.32** Espectros ATR-FTIR de las muestras J2 (rojo), J4 (violeta), J5 (verde claro), J6 (celeste), J7 (fucsia) y J10 (azul).



**Fig. 5.33** Espectros ATR-FTIR de las muestras J1 (azul), J3 (verde claro), J8 (celeste) y J9 (rojo).

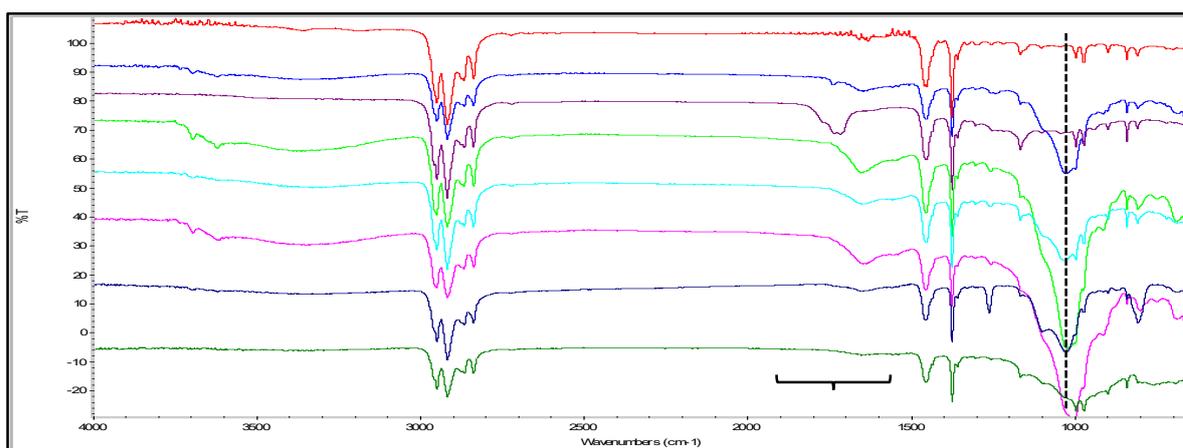
A modo de resumen del mes de junio, se presenta la tabla 5.10

Muestra	Color	Tipo	Composición probable
J1	Rojo	fragmento	PP con fosfato
J2	Verde Claro	fragmento	PE oxidado con fosfatos
J3	Turquesa	fragmento	PP con fosfato
J4	Verde Oscuro	pellet	PE oxidado con fosfatos
J5	Amarilla	fragmento	PE oxidado con fosfatos
J6	Gris	fragmento	PE oxidado con fosfatos
J7	Transparente	pellet	PE oxidado con fosfatos
J8	Negro	pellet	PP con fosfato
J9	Transparente	pellet	PP con fosfato
J10	Beige	pellet	PE oxidado con fosfatos

**Tabla 5.10** Composición química, color y tipo de MPs de las muestras analizadas del mes de junio.

#### Espectros IR muestras agosto (1-10):

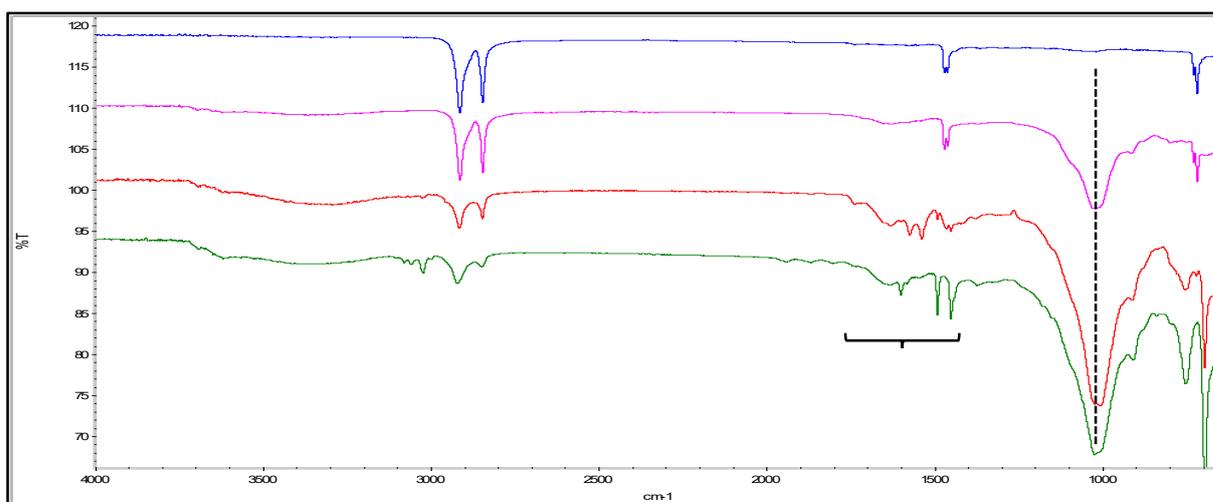
En la Figura 5.34, se observan los espectros de PP (rojo) y de las muestras A1 (azul), A2 (violeta), A3 (verde), A4 (celeste), A5 (lila), A6 (azul oscuro) y A10 (verde oscuro). Se observa en general, además de las bandas características de este polímero, señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia (excepto en la muestra A2) de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030 \text{ cm}^{-1}$ .



**Fig. 5.34** Espectros ATR-FTIR de PP (rojo) y de las muestras de A1 (azul), A2 (violeta), A3 (verde), A4 (celeste), A5 (lila), A6 (azul oscuro) y A10 (verde oscuro) en el rango  $4000 -$

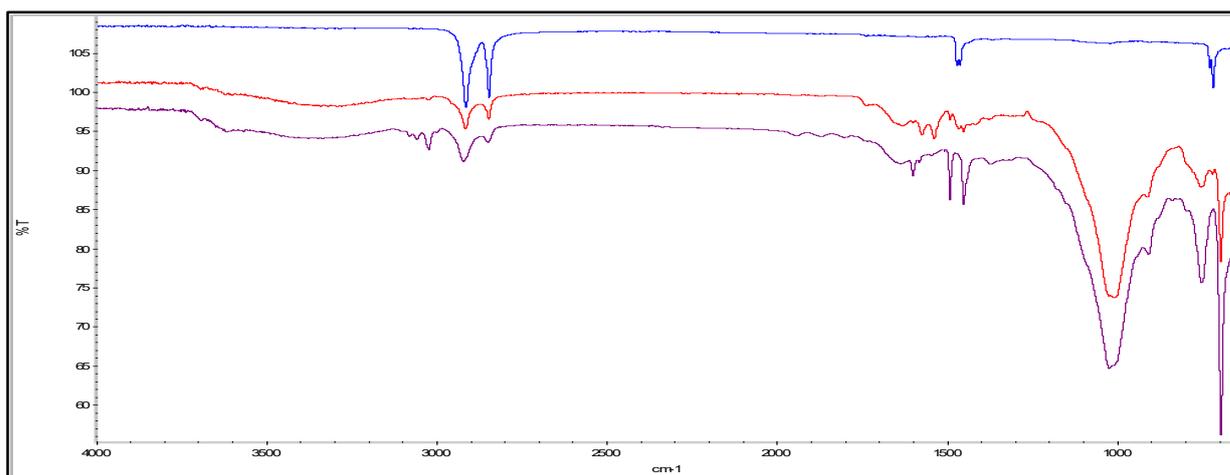
650  $\text{cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre 1900 – 1500  $\text{cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en 1030  $\text{cm}^{-1}$ , respectivamente.

En la Figura 5.35, se observan los espectros de PE (azul claro) y de las muestras de A7 (violeta), A8 (rojo) y A9 (verde). Como en el caso de la Figura 5.27, se observa en general, además de las bandas características del PE, señales entre 1900 – 1500  $\text{cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en 1030  $\text{cm}^{-1}$ .



**Fig. 5.35** Espectros ATR-FTIR de PE (azul claro) y de las muestras de A7 (violeta), A8 (rojo) y A9 (verde) en el rango 4000 – 650  $\text{cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre 1900 – 1500  $\text{cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en 1030  $\text{cm}^{-1}$ , respectivamente.

Como se observa en la figura 5.36, las muestras A8 y A9 son muy similares y podrían corresponder a varios componentes. La presencia de PE es muy baja, de acuerdo a las intensidades del doblete a 2900  $\text{cm}^{-1}$ .



**Fig. 5.36** Espectros ATR-FTIR de PE (azul) y de las muestras A8 (rojo) y A9 (violeta) en el rango 4000 – 650  $\text{cm}^{-1}$ .

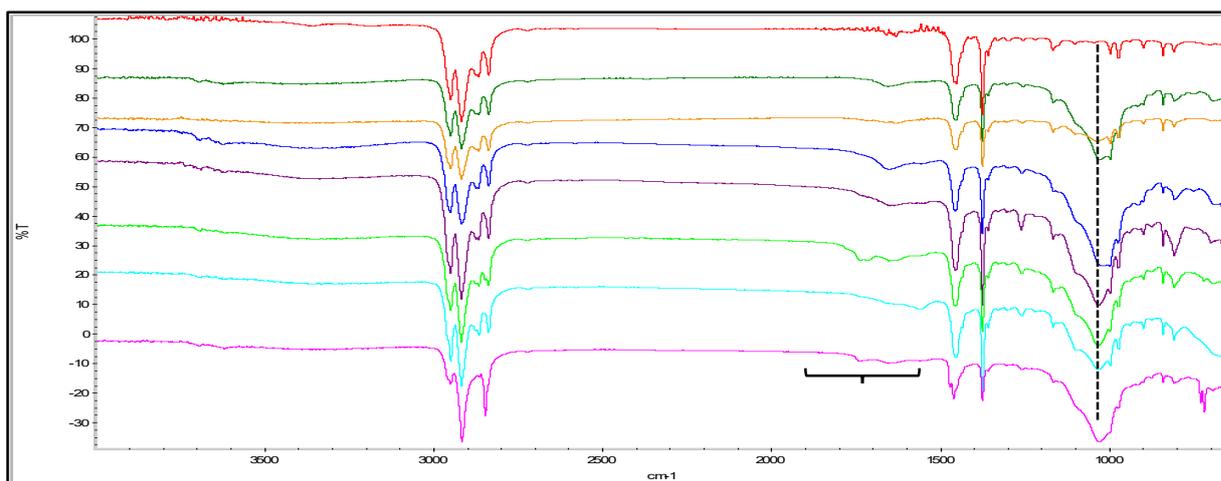
A modo de resumen del mes de agosto, se presenta la tabla 5.11.

Muestra	Color	Tipo	Composición probable
A1	Rojo	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
A2	Amarillo	fragmento	PP
A3	Azul	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
A4	Verde	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
A5	Rojo	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
A6	Blanco	pellet	PP con siloxanos y otros aditivos
A7	Blanco	pellet	PE con siloxanos y otros aditivos
A8	Blanco	foam	PE con siloxanos y otros aditivos
A9	Blanco	foam	PE con siloxanos y otros aditivos
A10	Transparente	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos

**Tabla 5.11** Composición química, color y tipo de MPs de las muestras analizadas del mes de agosto.

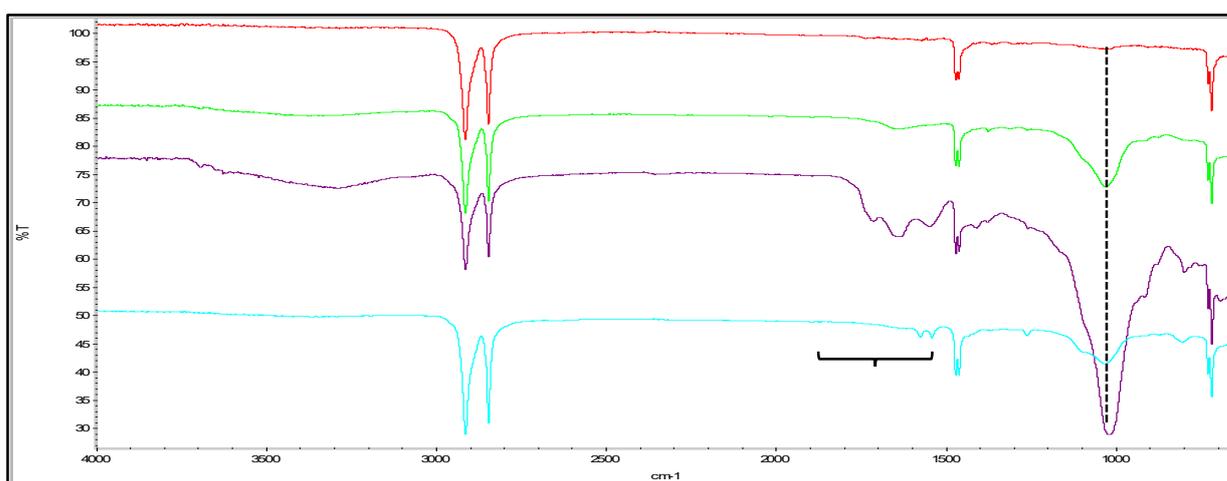
#### Espectros IR muestras octubre (1-10):

En la Figura 5.37, se observan los espectros de PP (rojo) y de las muestras de octubre 1 (verde oscuro), 2 (naranja), 3 (azul), 4 (violeta), 5 (verde claro), 8 (celeste) y 10 (lila). Se observa en general, además de las bandas características de este polímero, señales entre 1900 – 1500  $\text{cm}^{-1}$  y la presencia (en menor medida en la muestra 2) de una señal de intensidad variable en la zona centrada en 1030  $\text{cm}^{-1}$ .



**Fig. 5.37** Espectros ATR-FTIR de PP (rojo) y de las muestras de octubre 1 (verde oscuro), 2 (naranja), 3 (azul), 4 (violeta), 5 (verde claro), 8 (celeste) y 10 (lila), en el rango 4000 – 650  $\text{cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre 1900 – 1500  $\text{cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en 1030  $\text{cm}^{-1}$ , respectivamente.

En la figura 5.38, se observan los espectros de PE (rojo) y de las muestras O6 (verde), O7 (violeta) y O9 (celeste). Como en el caso de la figura anterior, se observa en general, además de las bandas características del PE, señales entre 1900 – 1500  $\text{cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en 1030  $\text{cm}^{-1}$ .



**Fig. 5.38** Espectros ATR-FTIR de PE (rojo) y de las muestras O6 (verde), O7 (violeta) y O9 (celeste), en el rango 4000 – 650  $\text{cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre 1900 – 1500  $\text{cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en 1030  $\text{cm}^{-1}$ , respectivamente.

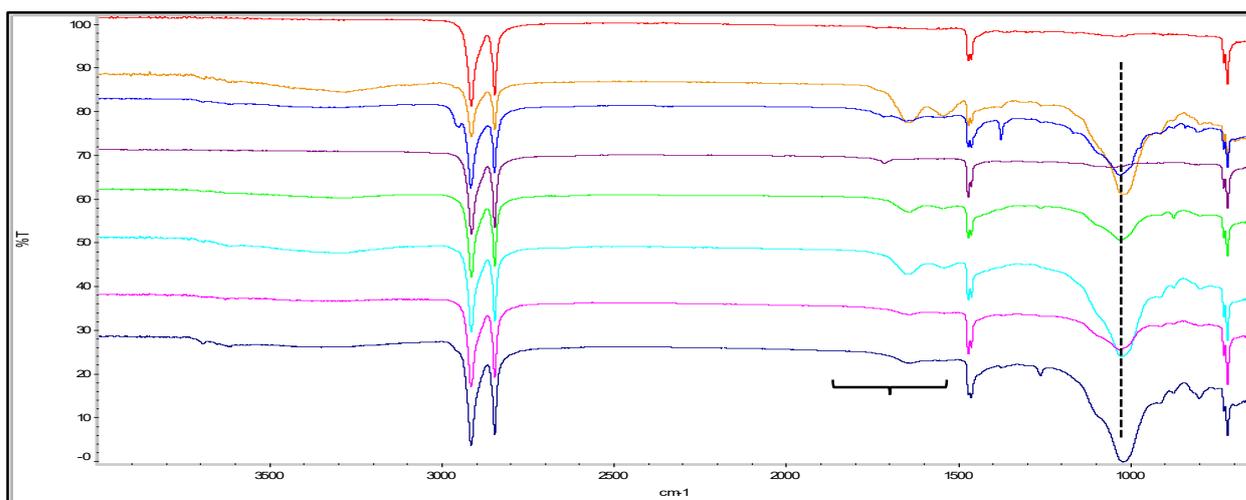
A modo de resumen del mes de octubre, se presenta la tabla 5.12.

Muestra	Color	Tipo	Composición probable
O1	Amarillo	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
O2	Rojo	fragmento	PP con siloxanos
O3	Amarillo	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
O4	Azul	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
O5	Azul	fragmento	PP + PE con aditivos
O6	Verde	fragmento	PE con siloxanos y otros aditivos
O7	Blanco	fragmento	PE con siloxanos y otros aditivos
O8	Blanco	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
O9	Blanco	pellet	PE con siloxanos y otros aditivos
O10	Verde	pellet	PP + PE con aditivos

**Tabla 5.12** Composición química, color y tipo de MPs de las muestras analizadas del mes de octubre.

**Espectros IR muestras noviembre (1-10):**

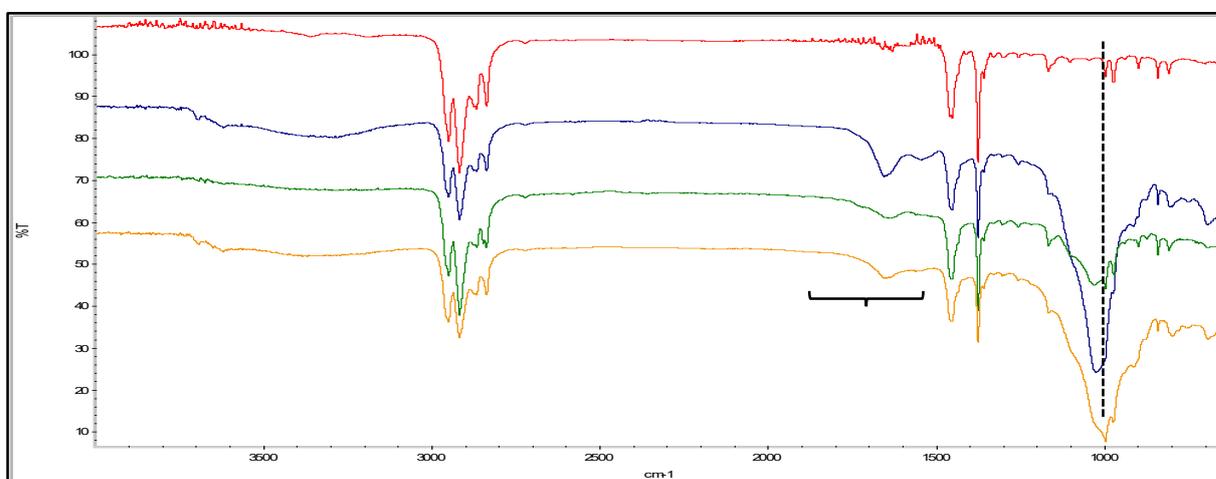
En la figura 5.39, se observan los espectros de PE (rojo) y de las muestras N1 (naranja), N2 (azul), N4 (violeta), N5 (verde), N6 (celeste), N7 (lila) y N9 (azul oscuro). Se observa en general, además de las bandas características de este polímero, señales entre 1900 – 1500  $\text{cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en 1020  $\text{cm}^{-1}$ . La muestra 2 presenta, además, señales débiles correspondientes a PP.



**Fig. 5.39** Espectros ATR-FTIR de PE (rojo) y de las muestras de N1 (naranja), N2 (azul), N4 (violeta), N5 (verde), N6 (celeste), N7 (lila) y N9 (azul oscuro), en el rango 4000 – 650

$\text{cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030 \text{ cm}^{-1}$ , respectivamente.

En la figura 5.40, se observan los espectros de PP (rojo) y de las muestras N3 (azul oscuro), N8 (verde) y N10 (naranja). Como en el caso anterior, se observa en general, además de las bandas características del PP, señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1020 \text{ cm}^{-1}$ . La muestra N8 presenta bandas de baja intensidad correspondientes a PE, indicando que se encuentra en muy baja concentración, ya sea como mezcla o copolimerizado.



**Fig. 5.40** Espectros ATR-FTIR de PP (rojo) y de las muestras de N3 (azul oscuro), N8 (verde) y N10 (naranja) en el rango  $4000 - 650 \text{ cm}^{-1}$ . La llave y la línea punteada indican señales entre  $1900 - 1500 \text{ cm}^{-1}$  y la presencia de una señal de intensidad variable en la zona centrada en  $1030 \text{ cm}^{-1}$ , respectivamente.

A modo de resumen del mes de noviembre, se presenta la tabla 5.13.

Muestra	Color	Tipo	Composición probable
N1	Rojo	fragmento	PE con siloxanos y otros aditivos
N2	Azul	fragmento	PE + PP con aditivos
N3	Verde	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos
N4	Azul	fragmento	PE con oxidación
N5	Verde	pellet	PE con siloxanos y otros aditivos
N6	Blanco	pellet	PE con siloxanos
N7	Verde	pellet	PE con siloxanos y otros aditivos
N8	Blanco y negro	film	PP+ PE
N9	Rojo y azul	film	PE con siloxanos y otros aditivos
N10	Azul	fragmento	PP con siloxanos y otros aditivos

**Tabla 5.13** Composición química, color y tipo de MPs de las muestras analizadas del mes de noviembre.

#### 5.4 Discusión

El transporte de MPs en ambientes costeros es uno de los principales procesos que controlan su destino ambiental, ya que termina regulando tanto su distribución espacial como temporal, en diversos hábitats (Zhang, 2017). Las regiones costeras se encuentran influenciadas continuamente por fuertes factores hidrodinámicos como mareas, olas y vientos. En consecuencia, la distribución espacial y temporal de los MPs revela que los patrones dinámicos están moldeados por las fuerzas climáticas y los procesos de transporte costero (Ballent et al., 2013; Critchell et al., 2015; Critchell y Lambrechts, 2016; Isobe et al., 2014; Liubartseva et al., 2016; Vermeiren et al., 2016; Yoon et al., 2010). Por otro lado, la distribución dinámica de MPs en las zonas intermareales también depende de la geomorfología de la costa y del régimen de las mareas (Dekiff et al., 2014; Liebezeit y Dubaish, 2012; Mathalon y Hill, 2014; McDermid y McMullen, 2004).

El análisis de la distribución temporal de MPs, en un sitio costero del estuario del Río de la Plata y las variables hidrológicas y meteorológicas que modulan su distribución, demostró la presencia de MPs en la columna de agua en los doce meses analizados, siendo febrero el mes con la mayor abundancia de MPs  $m^{-3}$  (Fig. 5.4). Las categorías de tipos de MPs registrados fueron cuatro, siendo las fibras las dominantes (Fig. 5.5), y el color azul

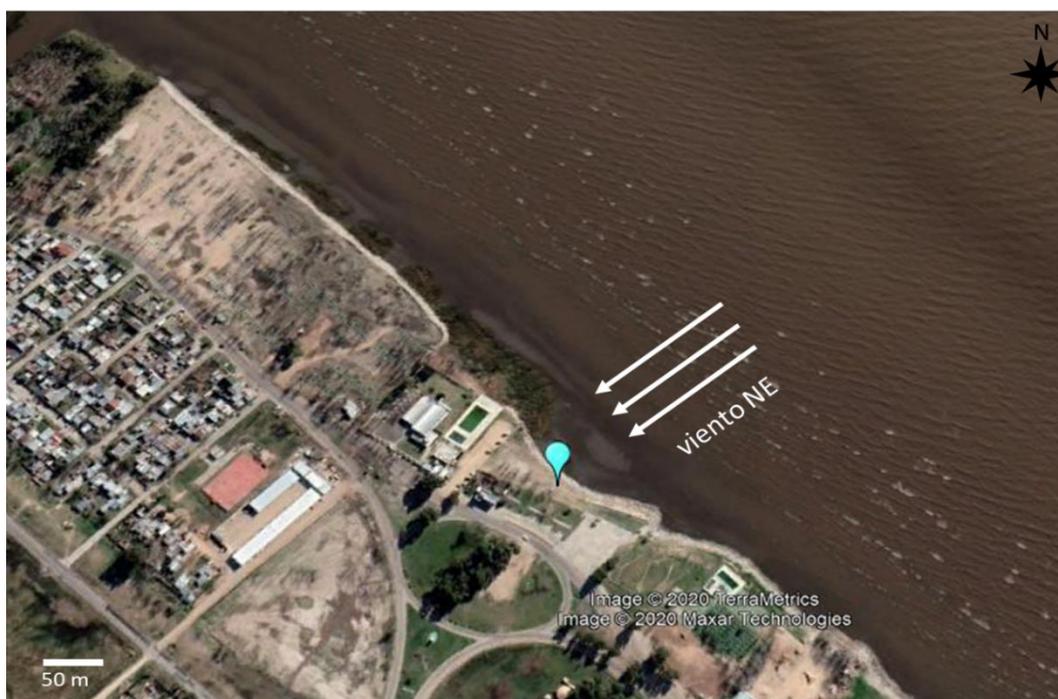
el más abundante (Fig. 5.8), como se ha registrado en el área de estudio previamente (Pazos et al., 2018) y estando en concordancia con lo observado en otros ecosistemas (Andrady, 2011; Claessens et al., 2011; Fendall y Sewell, 2009; Gago et al., 2018; Ng y Obbard, 2006; Thompson et al., 2004; Zhao et al., 2015). Sin embargo, el segundo tipo dominante fue el film, un resultado diferente al que se había observado en la columna de agua durante el análisis de la distribución espacial en el área de estudio (Pazos et al., 2018), el cual se cree que suele fragmentarse del packaging que se utiliza como envoltorio o de bolsas, como principales fuentes posibles. El tamaño de MPs más frecuente correspondió a una categoría mayor que en estudios anteriores, en el mismo sector (Fig. 5.7) (Pazos et al., 2018).

Con respecto a los MPs hallados en el sedimento intermareal, también se registró su presencia durante los doce meses; en este caso abril fue cuando se presentó la mayor abundancia promedio, seguido del mes de febrero (Fig. 5.9). Si bien se registraron cinco tipos de MPs, al igual que en la columna de agua, las fibras y el color azul fueron las características dominantes, mientras que los fragmentos y los pellets le siguieron en dominancia (Fig. 5.10 y 5.13). Este resultado pone en evidencia la abundancia de MPs primarios en el área de estudio, probablemente, debido a que estén ocurriendo derrames industriales prácticamente a lo largo de todo el año. La gran diversidad de tipos de MPs hallados, tanto en la columna de agua como en el sedimento intermareal, resalta la variedad de posibles orígenes y fuentes de MPs que existen, durante todo el año, en el sitio analizado, cuyo uso de la costa es recreativo y además se encuentra aguas abajo de la descarga de un canal.

En cuanto al tamaño, la mayoría de los MPs registrados en el sedimento, fueron de mayores tamaños que los hallados en la columna de agua (Fig. 5.12). Con respecto a las abundancias promedio de MPs, se observó que fue seis veces mayor en el sedimento intermareal que en la columna de agua. Varios autores afirman que el sedimento de playa es una zona de acumulación obvia para los desechos plásticos (Dekiff et al., 2014; Liebezeit y Dubaish, 2012; Mathalon y Hill, 2014; Yu et al., 2016). Además, Hidalgo-Ruz et al. (2012), también han confirmado que los MPs a menudo son más abundantes en los sedimentos en comparación con la columna de agua, por lo que este hecho sugiere que los sedimentos podrían comportarse, principalmente, como un sumidero para los MPs,

en lugar de una fuente (Vermeiren et al., 2016), en tanto no sean resuspendidos y en ese caso podrían considerarse como una fuente difusa que provee MPs al sistema.

Acerca de las relaciones entre las variables meteorológicas e hidrológicas con la abundancia de MPs  $\text{m}^{-3}$  y MPs  $\text{m}^{-2}$ , no se hallaron relaciones significativas ni con las precipitaciones ni con la altura de la marea en este estudio, pero sí las hubo con la dirección del viento, a partir de dos o más días de viento acumulado en una misma dirección (Tabla 5.3). Como se menciona en la bibliografía, ciertas condiciones meteorológicas relacionadas, particularmente, con los efectos del viento y de las olas asociadas, pueden modular la cantidad y distribución de MPs dentro y entre las costas (Vermeiren et al., 2016). En este estudio, se observó que existe una relación entre los MPs  $\text{m}^{-2}$  del sedimento intermareal y el viento del NE acumulado, a partir de dos o más días, proveniente de esa dirección. Sumado a este hecho, también se ha sugerido que las cantidades de MPs aumentan con la dirección predominante del viento, en asociación con la dirección de la playa (Fleet et al., 2009; Walker et al., 2006). En ese sentido, considerando la morfología y ubicación del sitio aquí estudiado, se observa que se encuentra totalmente expuesto al viento proveniente de la dirección NE (Fig. 5.41), por lo que es lógico que favorezca una mayor acumulación de MPs en el sedimento intermareal. El viento modifica la velocidad de las corrientes y puede generar una reversión en el flujo natural del agua forzando el ingreso de aguas desde el NE (FREPLATA, 2005). En un análisis más detallado, los resultados demostraron una mayor relación con el viento proveniente del NE, durante cuatro días seguidos (Fig. 5.15). El viento es el principal forzante de la circulación en el Río de la Plata y afecta su dinámica en todas las escalas. En cuanto a los patrones de circulación de los vientos en este estuario, existe una variación anual muy débil, presentando marcadas variaciones diarias. Sin embargo, hay una tendencia de que los vientos más intensos suelen provenir del sector sur (SE, S y SO) y los más débiles del NO. De todos modos, los vientos N y NE prevalecen a través del año, pero en invierno, el desplazamiento hacia el norte del cinturón subtropical de alta presión provoca un aumento en la frecuencia de vientos del O, mientras en verano emerge un flujo E a SE (FREPLATA, 2005).



**Fig. 5.41** Imagen satelital donde se indica la exposición del sitio al viento NE.

En el caso de la abundancia de MPs en la columna de agua, aunque el ajuste al modelo de regresión lineal fue muy bajo, en el análisis de correlación se observó una relación significativa inversa con el viento NO acumulado por cuatro días seguidos, es decir la cantidad de MPs  $\text{m}^{-3}$  fue menor cuando predominó la dirección NO, ya que por la ubicación geográfica del sitio, los vientos de este sector empujan la masa de agua (y por ende las partículas presentes en ella) fuera de la costa. Tal es así, que si los vientos del NO son intensos, se genera una bajante extraordinaria (FREPLATA, 2005). Sin embargo, parece que establecer tendencias y relaciones entre las variables ambientales y la abundancia de MPs en el agua, es más complejo que en el sedimento, ya que la masa de agua y las partículas que hay en ella pueden tener un comportamiento más errático, por tratarse de un estuario con flujo bidireccional y por lo tanto, es necesario implementar una estrategia de muestreo que considere toda la variabilidad.

De acuerdo a Crew et al. (2020), los distintos tipos de MPs hallados en el ambiente pueden estar asociados a distintas variables, es decir que no todos respondan a las mismas variables. En el presente capítulo, cuando se procedió al análisis de las variaciones de los tipos de MPs en la columna de agua y en sedimento, en relación con las variables meteorológicas, se observó que de los cinco tipos de MPs hallados, las fibras, fragmentos y

film se asociaron con las direcciones del viento provenientes del Este (NE y SE) (Fig. 5.16). Por lo que, a pesar de que la abundancia de MPs totales en sedimento, sea modulada por el viento NE, se observa mediante el análisis RDA que no todos los tipos de MPs analizados responden a las mismas variables. No obstante, para una mejor comprensión sobre qué variables pueden influir en la distribución de cada uno de los MPs, se deberán hacer más estudios profundizando ese análisis.

En general, la mayoría de los trabajos que analizan variaciones temporales en la distribución de MPs, tienen un enfoque estacional (Ali y Shams, 2015; Morishige et al., 2007; Possatto et al., 2015; Rosevelt et al., 2013; UNEP, 2016), por lo que los muestreos son realizados en períodos superiores a un mes, pudiendo encubrir variaciones diarias o semanales (Smith y Markic, 2013; UNEP, 2016) de las variables ambientales estudiadas. Por otro lado, hay estudios que sugieren que resulta más efectivo enfocarse en eventos meteorológicos e hidrodinámicos, en lugar de estacionales, para evaluar la distribución temporal de MPs (Kataoka et al., 2013). Además, algunos autores encontraron que pueden observarse variaciones diarias en pequeñas escalas en MPs acumulados (Moreira et al., 2016), y especialmente en ambientes estuarinos (Vermeiren et al., 2016). Ciertos estudios explican que los vientos pueden influir en las abundancias acumuladas a escalas menores de un mes (Kako et al., 2010). Por lo tanto, el enfoque desarrollado en este estudio confirma, como ya ha sido reportado por otros autores (Kako et al., 2010; Kataoka et al., 2013; Moreira et al., 2016), que el análisis pormenorizado de cómo cambian, durante cada día, las variables meteorológicas e hidrológicas de los días previos al muestreo de cada mes, resulta decisivo para el análisis de la información, independientemente de la variación estacional.

Referido a la geomorfología local del sitio de muestreo, se observó una variabilidad en la acumulación de MPs en el sedimento intermareal, en un gradiente SE-NO, a lo largo de la transecta de muestreo. Si bien no hubo diferencias significativas, se registró una tendencia de mayor acumulación en el sector SE de la playa (Fig. 5.17). En sintonía con este registro, se ha mencionado que la topografía local de un sitio, afecta la erosión y deposición de los sedimentos estuarinos (Brown y Davies, 2010), por lo que es probable que también afecte la abundancia y distribución de MPs y, como se observó en este estudio, hubo un predominio de mayor deposición de partículas hacia el lado SE del sitio.

Por lo tanto, estos datos evidencian que existe una variación espacial a nivel local, aunque no es tan fuerte y sigue siendo más notoria la variación temporal modulada por factores meteorológicos.

La otra variable ambiental que se analizó para comprobar si afecta la distribución de MPs, fue el tamaño de grano del sedimento. Los resultados de la granulometría demostraron que predominó la fracción de arena fina y muy fina, coincidiendo con lo reportado para la Franja Costera Sur por Gómez et al. (2009), mientras que la arena media y gruesa sólo se registraron durante algunos meses (Fig. 5.18). De acuerdo a los análisis de correlación, se encontró una relación entre estas últimas fracciones de arena y una menor abundancia de MPs  $m^{-2}$ , confirmando, por lo tanto, que cuando se deposita sedimento más grueso, no se favorece la acumulación de MPs (Tabla 5.4). Probablemente, eso se deba a que los sedimentos más finos son los que retienen partículas como los MPs en este caso, en concordancia con lo expresado por Browne et al. (2010). Es decir que, en conjunto, también puede suceder que en sectores donde se depositan sedimentos finos (debido a las condiciones hidrodinámicas de baja energía), también lo hacen los MPs.

Con respecto a la composición química de los MPs hallados en el sedimento, se lograron identificar mediante FTIR-ATR, dos polímeros: polietileno (PE) y polipropileno (PP) (Tabla 5.5), los cuales suelen ser los plásticos de mayor demanda a nivel mundial (Crawford y Quinn, 2017). Estos materiales se utilizan comúnmente para fabricar botellas, tapas, envases para alimentos, bolsas, tuberías, muebles de exterior, entre otros; es decir productos de plástico con una vida útil relativamente corta (GESAMP, 2015) y, en consecuencia, suelen ser los polímeros más reportados en ambientes marinos (Browne et al., 2010; Karapanagioti et al., 2011; Vianello et al., 2013). El área de estudio del sector costero del Río de la Plata no fue la excepción, confirmando el amplio uso y como son desechados los productos conformados por PE y PP, que terminan y permanecen en el ambiente costero. Para mencionar uno de los trabajos donde predominaron estos dos polímeros, está el caso de la Bahía de Brest en Francia, donde en el sedimento el PE dominó en un 53 %, seguido de PP en un 30 % y además, identificaron un tercer polímero, el poliestireno (PS), en un 17 % (Frére et al., 2017). Por lo tanto, el predominio del PE en el presente estudio, es consistente con lo observado en otros trabajos realizados en ambientes acuáticos (Enders et al., 2015; Isobe et al., 2014). Otra conclusión que se desprende de estos resultados,

es que la presencia y acumulación, en el sedimento, de polímeros que tienden a flotar, sugiere que ocurren procesos como el envejecimiento y desgaste que modifican la densidad y forma de las partículas (Chae et al., 2015; Cole et al., 2011), el desarrollo de biofilms sobre su superficie (Cózar et al., 2014) o su incorporación en agregados, que terminan volviéndolos más pesados (Long et al., 2015). Por otra parte, en los MPs analizados se registraron ciertos aditivos en su composición, como los fosfatos, que son incorporados a los polímeros, en algunos casos en altas proporciones (30%), como retardadores de llamas (Lai et al., 2015). Además, se registró la presencia de aditivos derivados de siloxanos (Launer, 2013). Frecuentemente, los plásticos contienen aditivos químicos, agregados durante su fabricación, con el fin de cambiar las propiedades del polímero o para aumentar su durabilidad y protegerlo de los factores ambientales (Crawford y Quinn, 2017). Por otro lado, los MPs analizados presentaron diferentes grados de oxidación, lo cual puede ser debido a que el PP, durante el procesamiento, es particularmente susceptible a la degradación oxidativa a altas temperaturas, ya que forma radicales libres que reaccionan aún más con el oxígeno, resultando en la ruptura de las cadenas y generando ácidos carboxílicos y aldehídos. Por lo tanto, al PP se le suelen agregar, además, compuestos antioxidantes (Crawford y Quinn, 2017). Sin embargo, a pesar de la adición de compuestos químicos que mejoran sus propiedades, los diferentes materiales tienen ciertas debilidades que son inherentes a cada polímero y por eso, en el ambiente acuático, algunos plásticos tendrán una menor resistencia a los estresores ambientales y se romperán más fácilmente que otros (Daniels, 1989; Sammons et al., 2000), lo que explicaría la mayor presencia de MPs de ciertos polímeros.

Tomando en consideración lo expresado hasta aquí, los resultados del presente estudio aportan información nueva acerca de los factores ambientales que modulan la distribución temporal de MPs en un sitio costero del estuario del Río de la Plata, resaltando así que la influencia de las variaciones temporales de algunos factores (viento y composición granulométrica del sedimento), son relevantes en el diagnóstico sobre la acumulación de los MPs en la costa. También, aporta conocimiento acerca de la composición química predominante de los MPs en el área de estudio. Por otra parte, el abordaje de las variables ambientales a una escala menor de análisis, que la empleada frecuentemente en los estudios, permitió capturar ciertas variaciones que no se revelarían a una escala mayor.

Comprender el efecto de cada uno de los factores meteorológicos e hidrológicos, sobre las fuentes locales, es esencial para establecer los patrones de acumulación de MPs y su variación temporal (Krelling y Turra 2019). Un mayor conocimiento sobre esas influencias, también puede llevar a una mejor precisión en el establecimiento de relaciones entre fuentes y sumideros (Veiga et al., 2016), ya que hay que considerar a los estuarios como áreas de transición entre cuencas hidrográficas y los océanos, siendo, en su mayoría, los que transportan los restos de basura que se genera en los ambientes terrestres (Lebreton et al., 2017; UNEP, 2016; Vermeiren et al., 2016).

## Capítulo 6

### Estudio de la plastisfera: desarrollo del biofilm y presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal en microplásticos

---

#### 6.1.a Introducción

Los MPs en los ambientes acuáticos pueden funcionar como sustratos para diversos microorganismos, es decir que además de acumular contaminantes orgánicos, las superficies microplásticas pueden ser colonizadas por comunidades microbianas (De Tender et al., 2015; Dussud et al., 2018; Hoellein et al., 2017; McCormick et al., 2014; Zettler et al. 2013). Este biofilm que se desarrolla, se denomina "plastisfera" (Zettler et al., 2013) y las superficies microplásticas representan un hábitat distinto para el desarrollo de la comunidad microbiana.

Los biofilms que colonizan los MPs marinos están modulados, principalmente, por factores biogeográficos y ambientales, como la salinidad y la concentración de nutrientes en el agua (Amaral-Zettler et al., 2015; Oberbeckmann et al., 2018). También, las superficies microplásticas, en sí mismas, influyen en los procesos de colonización, ya que algunos organismos de la plastisfera podrían usar el plástico como fuente de energía debido a su capacidad para degradar biopolímeros altamente complejos tales como lignina y derivados del petróleo (Oberbeckmann et al., 2016; Ogonowski et al., 2018; Zettler et al., 2013).

Recientemente, se ha comenzado a estudiar el potencial peligro de las comunidades microbianas asociadas a los MPs, ya que éstos funcionarían como vectores favoreciendo la distribución de los posibles agentes patógenos, desde zonas de descarga de aguas residuales, hacia ecosistemas acuáticos anteriormente no afectados (Oberbeckmann et al., 2015). Algunos estudios han reportado que ciertos patógenos, como los miembros del género *Vibrio*, son abundantes sobre MPs (Frère et al., 2018; Zettler et al., 2013). Asimismo, el biofilm que coloniza la superficie de los MPs, podría actuar como reservorio para indicadores de contaminación fecal, como *Escherichia coli*. Por lo tanto, resulta importante tener una mejor comprensión del potencial de los MPs, para facilitar la supervivencia de estos organismos y así, aumentar las rutas de exposición en humanos, al proporcionar un vehículo para la dispersión alrededor de las aguas costeras (Rodriguez

et al., 2019). Además de la colonización con patógenos, se ha discutido el papel de los MPs como portadores de genes de resistencia a antibióticos (Arias-Andres et al., 2018). Dado que en la Franja Costera Sur del estuario del Río de la Plata se desconoce la dinámica de colonización del biofilm sobre MPs, en este capítulo, se propone analizar los microorganismos que colonizan los MPs, mediante una experimentación *ex situ* con agua proveniente de este ecosistema y, explorar la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal (*E. coli* y Enterococos), en MPs hallados en diferentes sitios de la zona intermareal del estuario, expuesta a distintos usos del suelo.

### 6.1.b Objetivos

1-Conocer la dinámica de colonización del biofilm microbiano que se desarrolla sobre la superficie de los MPs, en condiciones de laboratorio.

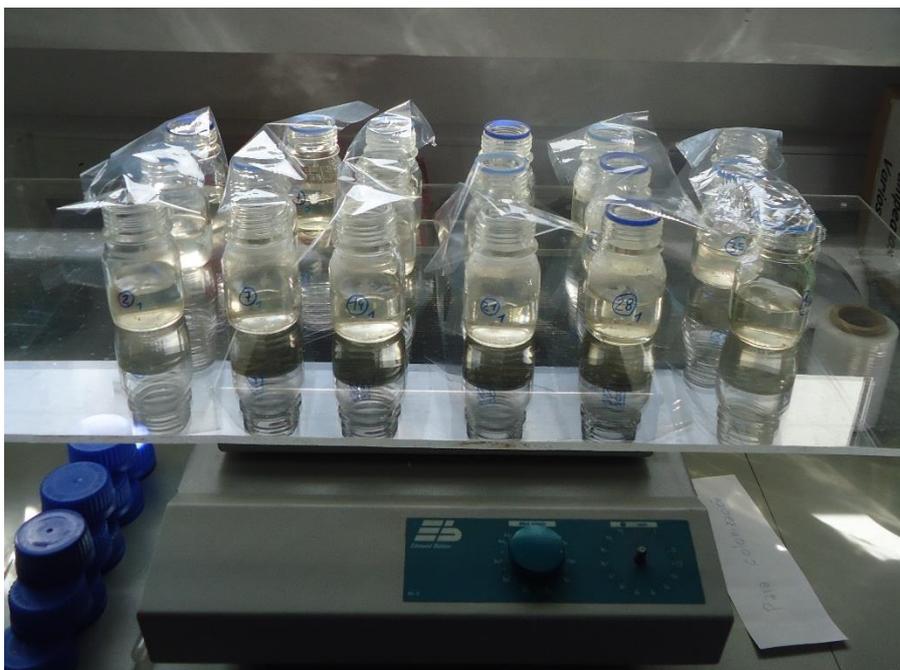
2-Analizar la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal (*Escherichia coli* y Enterococos), en MPs hallados en el sedimento intermareal, en sitios costeros, con diferentes usos del suelo en el sector de agua dulce-mixohalino del estuario del Río de la Plata.

## 6.2 Materiales y métodos

### Experiencia de colonización

Para analizar la colonización del biofilm sobre MPs en condiciones de laboratorio, se extrajo agua del sitio Punta Lara, que fue transportada refrigerada. Todos los materiales a utilizar fueron esterilizados en autoclave. Se dispusieron 18 frascos de vidrio con 60 mL de agua del sitio de muestreo, adicionándose a cada uno 20 MPs esféricos (tamaño: 3 mm, polímero: PE (polietileno), color: rosa y blanco). Los frascos se colocaron en un shaker, con movimiento rotatorio, a  $150 \text{ mot min}^{-1}$  en condiciones de laboratorio ( $T^\circ$  media  $20^\circ\text{C}$ , intensidad lumínica media de  $790 \mu\text{M m}^2\text{s}^{-1}$ ) (Fig 6.1). El agua fue renovada parcialmente, una vez por semana y la duración del bioensayo fue de 35 días, considerando el tiempo de residencia del agua en el sector de agua dulce del estuario (FREPLATA, 2005). Para el análisis del biofilm se extrajeron muestras, por triplicado, en

los días 2, 7, 14, 21, 28 y 35 de iniciado el ensayo. Los MPs se recogieron con pinza entomológica y se colocaron en frascos de vidrio conteniendo 5 mL de agua destilada, para proceder a su sonicado en un baño de ultrasonido (Cleanson) a temperatura ambiente, en tres ciclos de 30 segundos, con el fin de desprender el biofilm.



**Fig. 6.1** 18 frascos de vidrio con 60 ml de agua del estuario y MPs dispuestos en el shaker.

#### ***-Recuento de microorganismos:***

La muestra (por triplicado, para cada fecha), destinada al recuento de microorganismos (microalgas, protozoos e invertebrados), se fijó con formol (concentración final 4% [v/v]). Para el recuento, se destinó 1 mL obtenido del sonicado de los MPs, el cual fue analizado bajo microscopio invertido (Olympus IX51), con magnificaciones de 400X y 600X, en cámara de sedimentación (método de Utermöl), de 5 ml. A la muestra se le agregó Lugol, una vez dispuesta en la cámara y se dejó sedimentar por doce horas.

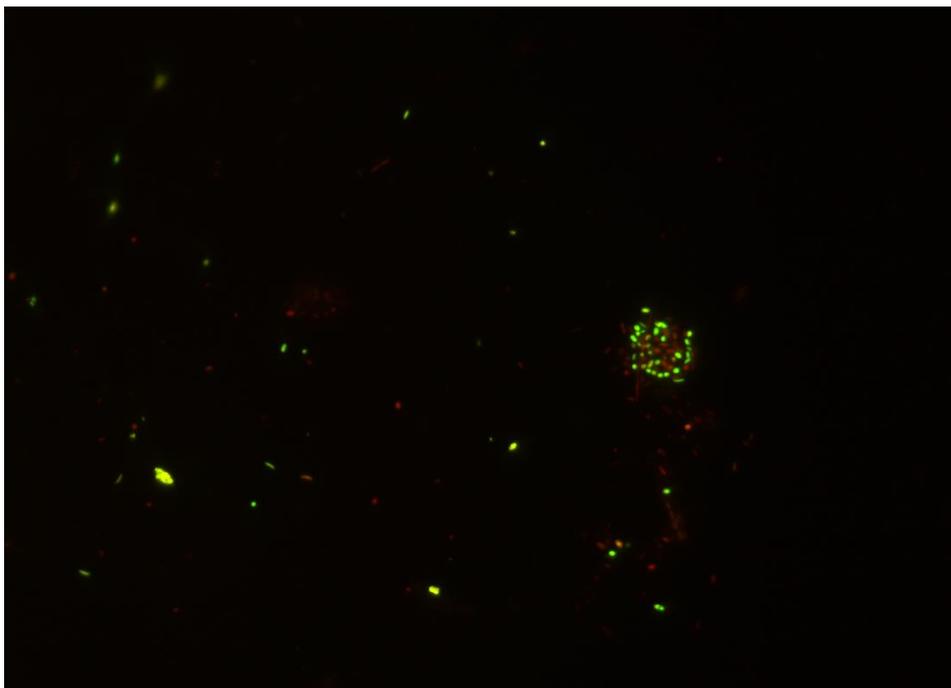
Los individuos se contaron por células, en el caso de las algas filamentosas, las células se midieron y se calculó el número de células totales, según el largo del filamento. La identificación taxonómica se realizó a nivel de grandes grupos: diatomeas, clorofitas, cianobacterias, euglenofitas, crisofitas, ciliados, rotíferos y nematodos (Desikachary, 1959; Olivier, 1965; Bourrelly, 1972; Streble y Krauter, 1987; Tell y Conforti, 1986; Krammer

y Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a, 1991b; Komárek y Anagnostidis, 1999, 2005; Coelho-Botelho, 2003). Los resultados se expresaron en ind mm<sup>-2</sup> (protozoos e invertebrados) y en cél mm<sup>-2</sup> (microalgas).

**-Recuento de bacterias:**

Con la finalidad de analizar las bacterias viables y no viables contenidas en el biofilm, se empleó 0,5 mL del sonicado de los MPs (en triplicado, para cada fecha). Para el análisis de la viabilidad bacteriana, se utilizó el kit LIVE/DEAD® *BacLight*<sup>TM</sup>, el cual tiñe en color verde fluorescente (SYTO®9) los ácidos nucleicos de las bacterias, tanto de las que tienen membranas completas, como de las que tienen la membrana dañada. El kit también tiene otra tinción denominada ioduro de propidio (fluoresce en color rojo), que penetra solamente en las bacterias con membranas dañadas, generando una reducción en la fluorescencia del SYTO®9 cuando ambas tinciones están presentes. Como consecuencia, las bacterias que poseen las membranas intactas fluorescen en verde (se consideran vivas), y las que poseen las membranas dañadas fluorescen en color rojo (se consideran muertas) (Fig. 6.2).

Se siguió la metodología empleada por Sathicq y Gómez (2018). La tinción fue preparada disolviendo, en partes iguales, cada una de las tinciones mencionadas en 5 mL de agua milliQ esterilizada. Luego, se combinaron la muestra (0,5 mL) y la tinción preparada (0,5 mL). Posteriormente, se incubaron en oscuridad y a temperatura ambiente durante un período de 15 minutos, para luego ser filtradas a través de filtros Gamafil, de policarbonato negro (25 mm de diámetro y poro de 0,2 µM). Los filtros se colocaron en portaobjetos con aceite de montaje *BacLight*, y fueron observados bajo microscopio directo (Olympus BX50), a 1000x con eplifluorescencia y un filtro Olympus U-MWB2 (filtro de excitación BP 460-490; filtro de emisión BA 520 IF; filtro dicromático DM 500) (Boulos et al., 1999). A partir de fotos capturadas en 20 campos al azar, se realizó el recuento de bacterias en cada filtro. La cámara empleada fue una Olympus Q-Color 5 (Romaní y Sabater, 2001). El recuento se llevó adelante mediante la utilización del programa Image J y los resultados se expresaron en ind mm<sup>-2</sup>.



**Fig. 6.2** Imagen donde se observa la fluorescencia de bacterias viables (verde) e inviables (rojo), vistas bajo microscopio directo (Olympus BX50) a 1000x con epifluorescencia.

### **Análisis estadístico**

Para explorar estadísticamente las diferencias en la densidad de los individuos (bacterias, microalgas y protozoos e invertebrados) entre las distintas fechas, durante la experiencia de colonización, se realizaron ANOVA a una vía. Cuando se hallaron diferencias significativas, a post-hoc se realizó el test de Fisher. Se considera que las diferencias son significativas cuando  $p \leq 0,05$ .

### **Análisis de presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal sobre microplásticos**

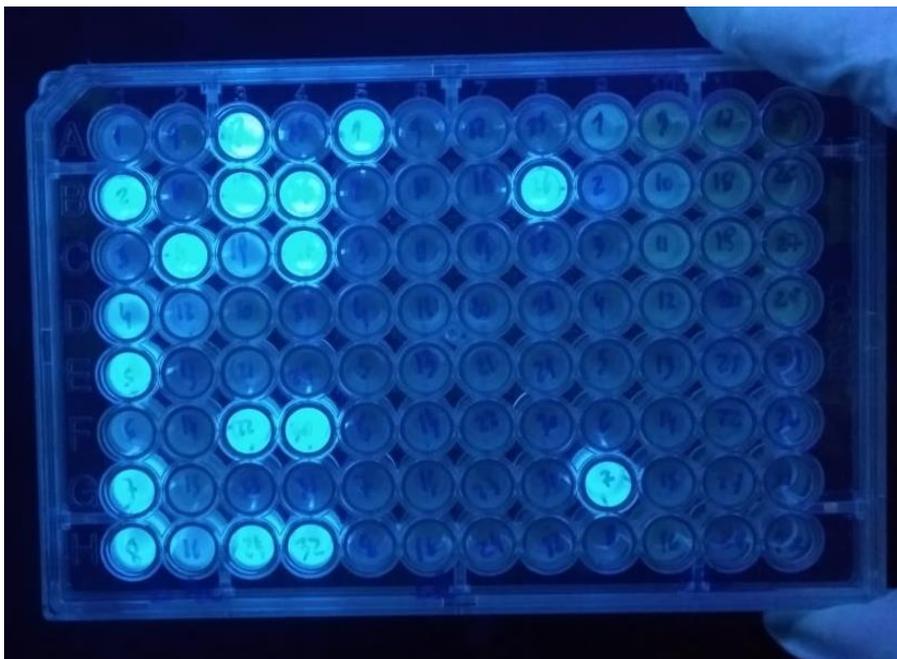
Para analizar la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal, se seleccionaron siete sitios de muestreo, en la Franja Costera Sur, influenciados por diferentes usos de la tierra (Gómez y Cochero, 2013), como se detalló en el capítulo 2 (sección "Área de estudio"). Los sitios elegidos comprendieron: Quilmes (QUI), Berazategui (BE), Punta Colorada (PC), Punta Lara (PL), Bagliardi (BAG), Balandra (BAL) y Punta Indio (PI). Dos de los sitios seleccionados, se encuentran expuestos a los vertidos

de efluentes cloacales (BE y BAG), representando las dos fuentes puntuales de contaminación fecal más importante del área de estudio.

El muestreo se realizó entre noviembre y diciembre de 2018. En cada sitio, se recogieron 32 MPs del sedimento a lo largo de una transecta paralela a la línea de costa, ubicada en la zona de máxima acumulación causada por la marea, en la zona intermareal. Todos los muestreos se realizaron durante marea baja.

Los materiales y soluciones fueron previamente esterilizados en autoclave. Cada microplástico se colectó con una pinza, se lavó suavemente con agua destilada con el fin de remover el sedimento adherido y se colocó en un tubo ependorf con 500  $\mu$ l de pirofosfato de sodio (solución dispersante). La pinza se esterilizó con alcohol 70 %, entre cada muestra. Las mismas fueron trasladadas al laboratorio refrigeradas y se mantuvieron así hasta su análisis, que se realizó dentro de las 24 hs. Los tubos ependorf, conteniendo los MPs tal como se trajeron del campo, se colocaron en un rotador mecánico, durante media hora, para lograr el desprendimiento de las bacterias de los MPs. Luego, para homogeneizar la muestra, se vortizó cada tubo previo a su vertido en los microtubos de las placas de microtitulación. Posteriormente, se pipetearon 200  $\mu$ l de la muestra en un pocillo con medio de cultivo diferencial para la detección de *E. coli* y otros 200  $\mu$ l, de la misma muestra, en un pocillo con cultivo específico para detectar Enterococos. Este procedimiento se realizó con cada uno de los MPs extraídos en el campo, por lo que se incubaron 32 pocillos, por cada sitio de muestreo. Luego de la incubación de las placas a 44°C por 48 a 72hs, se procedió a la lectura de las mismas bajo luz UV de 266 nm de longitud de onda (Fig. 6.3). De este modo, se registró cuales pocillos mostraban fluorescencia, indicando un resultado positivo con crecimiento bacteriano (presencia) y cuales pocillos no presentaron fluorescencia, siendo este, un resultado negativo y sin crecimiento (ausencia).

Los resultados se calcularon como: número de MPs con presencia de bacterias (pocillos positivos)/número de MPs totales (pocillos totales = 32), para cada sitio, expresándose como porcentajes. En cuanto a las características de los MPs hallados, se registró para cada uno: color, tamaño y forma, clasificándolos según las categorías más ampliamente utilizadas detalladas en el capítulo 2, en la sección "Metodologías" (Rezania et al., 2018).



**Fig. 6.3** Placas de microtitulación observadas bajo luz UV de 266nm de longitud de onda, con pocillos fluorescentes (positivos) y no fluorescentes (negativos), para *Escherichia coli*.

## 6.3 Resultados

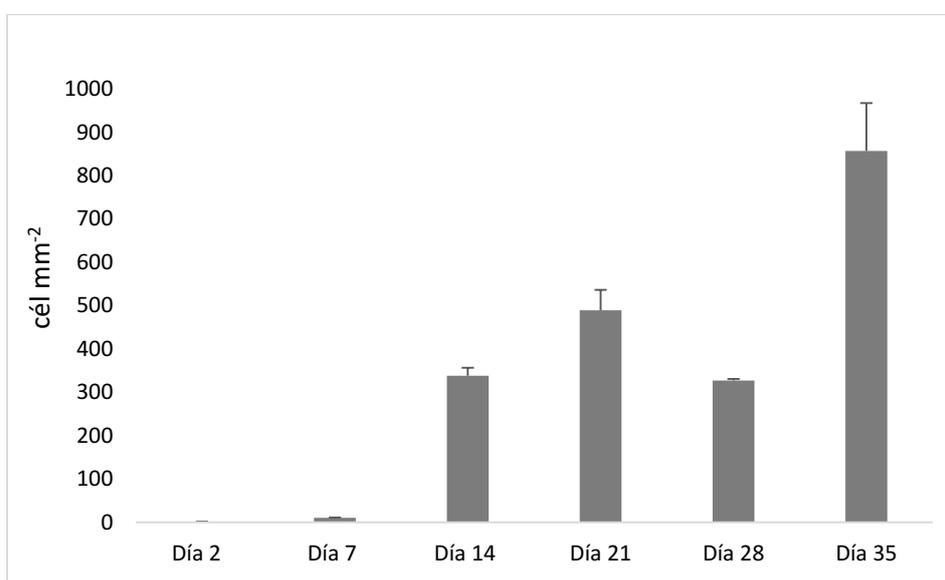
### 6.3.a Experiencia de colonización

Los resultados obtenidos revelaron un notable desarrollo y diversidad de organismos del biofilm sobre los MPs, a lo largo de los 35 días que duró el ensayo. A partir de la segunda semana de la experiencia, aumentó un orden de magnitud la densidad de organismos. En una primera etapa dominaron bacterias, cianobacterias y ciliados y hacia el final de la misma, diatomeas y rotíferos, conjuntamente con una mayor proporción de bacterias viables, sin embargo, sólo se observaron diferencias significativas en la densidad del componente autotrófico entre la fecha inicial y final (Tabla 6.1) (Fig. 6.4), adjudicable al mayor desarrollo de diatomeas (Fig. 6.5). En un análisis más detallado de los resultados, se observaron a partir del día 2, diatomeas, clorofitas, euglenofitas y cianobacterias, siendo estas últimas las dominantes, mientras que en el día 7 se observaron además las crisofíceas y el grupo más dominante fue el de las diatomeas. Este último grupo fue el dominante hasta el final de la experiencia (representado principalmente por *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia frustulum*, *Nitzschia levidensis* y *Nitzschia palea*). En el día 35, además, se incrementó la abundancia de clorofitas,

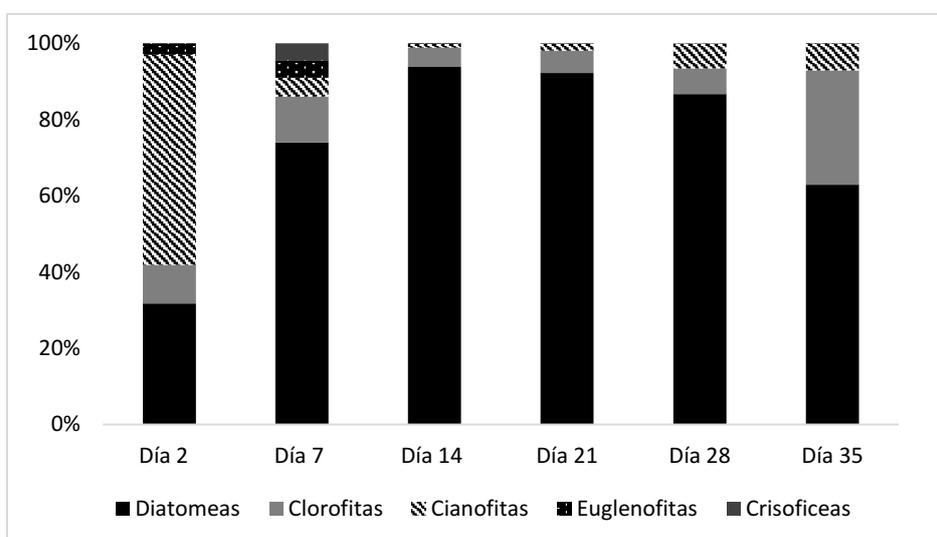
observándose solamente tres grandes grupos (diatomeas, clorofitas y cianobacterias) (Fig. 6.5).

	GL	F	p
autótrofos	5	12,01	< 0,001
heterótrofos	5	1,57	0,24
bacterias totales	5	1,59	0,23

**Tabla 6.1** Resultados del ANOVA a una vía (GL: grados de libertad, F y p valor), comparando las densidades de los individuos entre las distintas fechas del experimento.



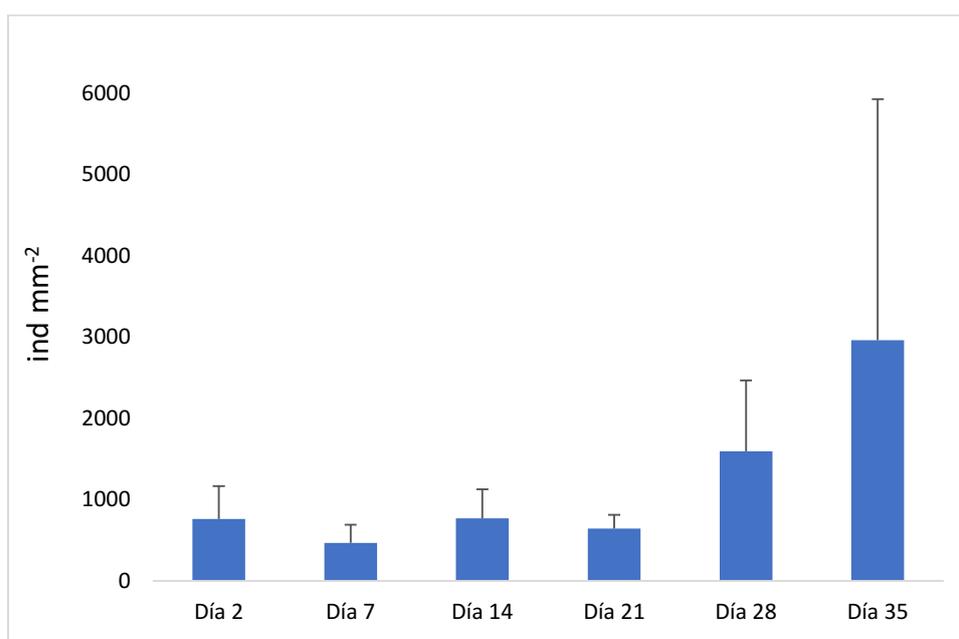
**Fig. 6.4** Densidad total (promedio y desvío estándar) del componente autotrófico.



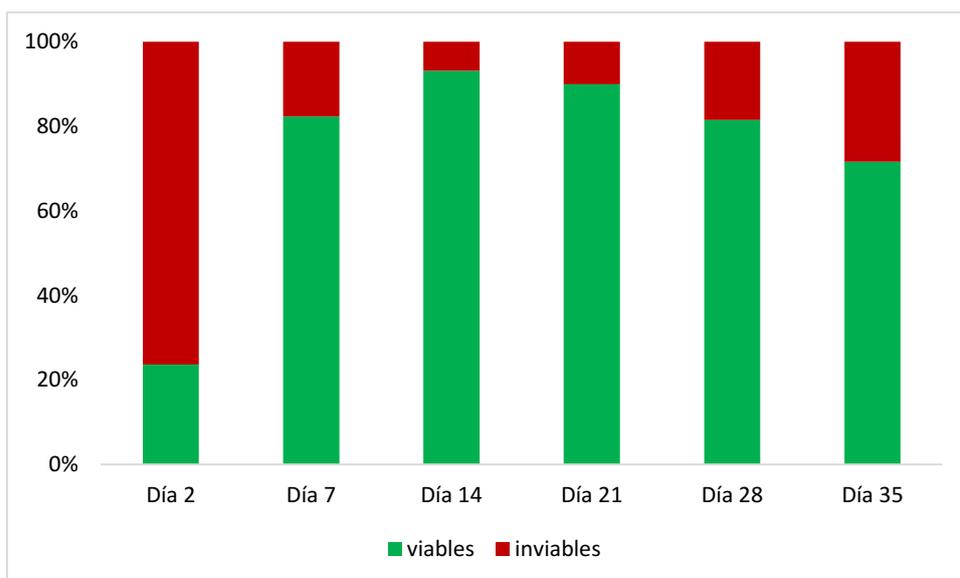
**Fig. 6.5** Abundancia relativa de los diferentes grupos del componente autotrófico, observado en la experiencia de colonización.

Dentro del componente heterotrófico, las bacterias colonizaron desde el inicio de la experiencia (Fig. 6.6), y no se observaron diferencias significativas (Tabla 6.1). En el día 2, sólo el 25 % de las bacterias eran viables y fue incrementándose su porcentaje hacia el final de la experiencia, alcanzando un 70 % en el día 35 (Fig. 6.7 y Fig. 6.8).

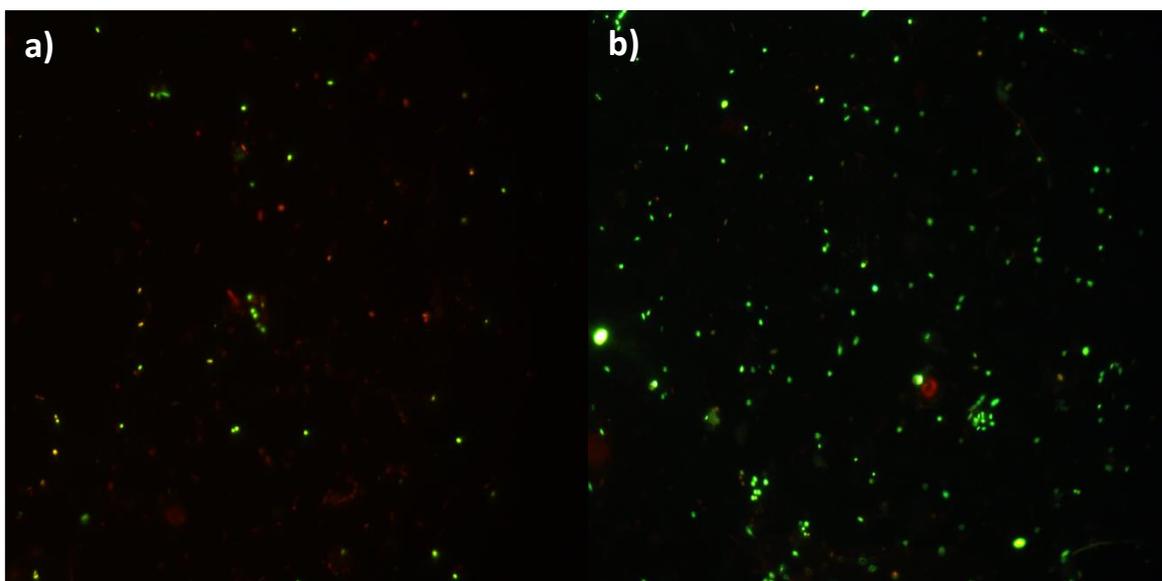
Con respecto a los protozoos e invertebrados, su densidad fue mucho menor que el componente autotrófico y se comenzaron a observar a partir del día 7, comenzando los ciliados, mientras que nematodos y rotíferos se observaron a partir de los días 21 y 28 del ensayo (Fig. 6.9 y 6.10). No se observaron diferencias significativas (Tabla 6.1).



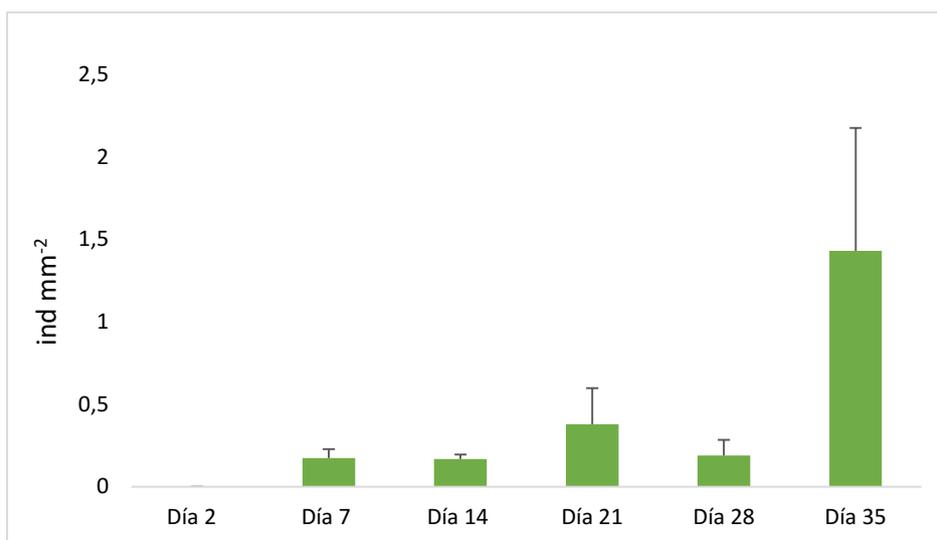
**Fig. 6.6** Densidad de bacterias totales (promedio y desvío estándar), desde el día 2 hasta el día 35 de colonización.



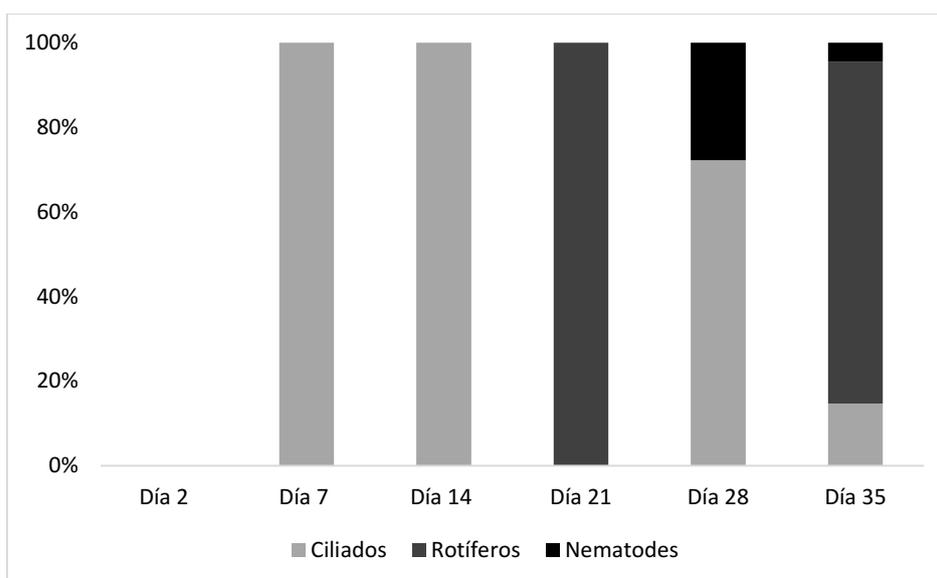
**Fig. 6.7** Abundancia relativa de bacterias viables e inviables.



**Fig. 6.8** Bacterias en el día 2 (a) y en el día 35 (b), vistas bajo microscopio directo con epifluorescencia.



**Fig. 6.9** Densidad total de ciliados, rotíferos y nematodos (promedio y desvío estándar), observados durante la experiencia de colonización.



**Fig. 6.10** Abundancia relativa de ciliados, rotíferos y nematodos, a lo largo de los 35 días de colonización.

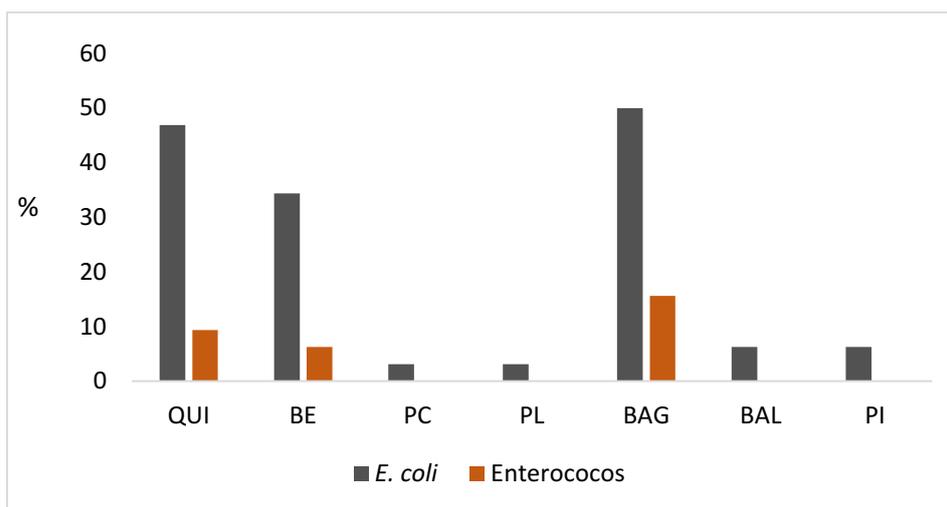
### 6.3.b Análisis de presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal sobre microplásticos

El análisis de bacterias indicadoras de contaminación fecal reveló su presencia en los MPs de los siete sitios analizados. *E. coli* estuvo presente en todos los sitios, mientras que Enterococos estuvo sólo en tres (QUI, BE y BAG). El sitio donde se registró la mayor

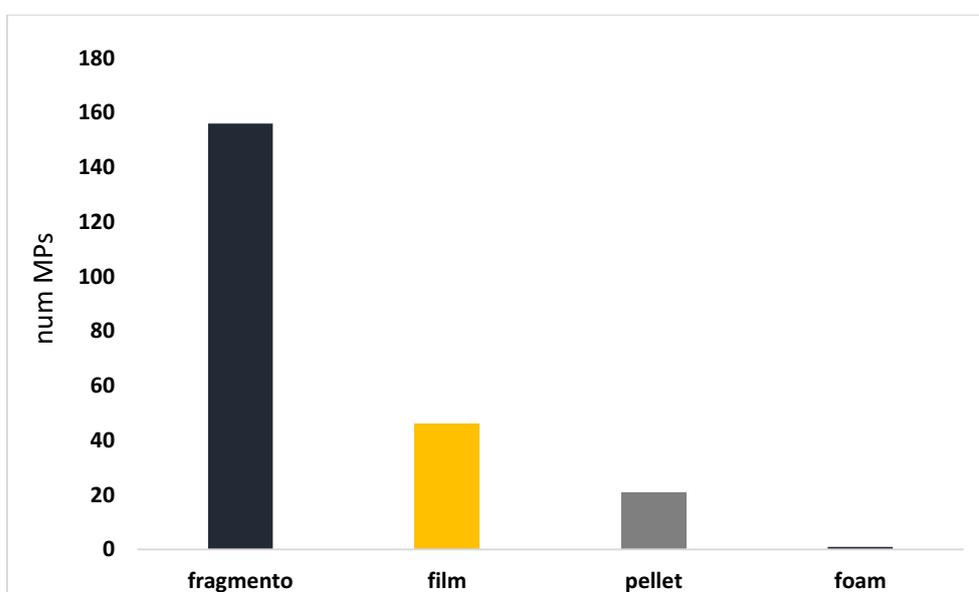
proporción de bacterias en MPs fue BAG, seguido de los sitios QUI y BE. La frecuencia de *E. coli* sobre los MPs varió, de 3,1 % (PC y PL) hasta un máximo de 50 % (BAG). La frecuencia de Enterococos fue mucho menor, variando de 6,2 % (BE) a 15,6 % (BAG) (Fig. 6.11). Por otra parte, en los sitios donde la proporción de *E. coli* no superó el 6,3 %, no se registró la presencia de Enterococos.

Los MPs hallados, para analizar la presencia de indicadores fecales, correspondieron a cuatro categorías de tipos de MPs, (Fig. 6.12): fragmentos (69,6 %), film (20,5 %), pellet (9,4 %) y foam (0,4 %). Los tamaños de los MPs fueron superiores a 1000  $\mu\text{m}$ , siendo la categoría  $> 2500 \leq 3000 \mu\text{m}$  la más frecuente (Fig. 6.13). Otra de las características registradas fue el color, resultando los MPs azules los dominantes en un 29 % seguido de MPs color rojo (22 %). El porcentaje de MPs del resto de los colores encontrados se muestra en la figura 6.14. De los 224 MPs analizados, se registró la presencia de *E. coli* en 48 (21,4 %) y de Enterococos en 10 (4,5 %). Considerando sólo los MPs en los cuales hubo presencia de las bacterias analizadas, *E. coli* se registró en tres tipos de MPs, mientras que Enterococos se registró en dos tipos, siendo la mayoría fragmentos, en ambos casos. *E. coli* estuvo presente en MPs de diferentes colores, a diferencia de Enterococos que se registró en MPs azules, rojos y verdes. Con respecto al tamaño de los MPs, las bacterias indicadoras de contaminación fecal, estuvieron presentes en diversas categorías de tamaño registradas (Tabla 6.2).

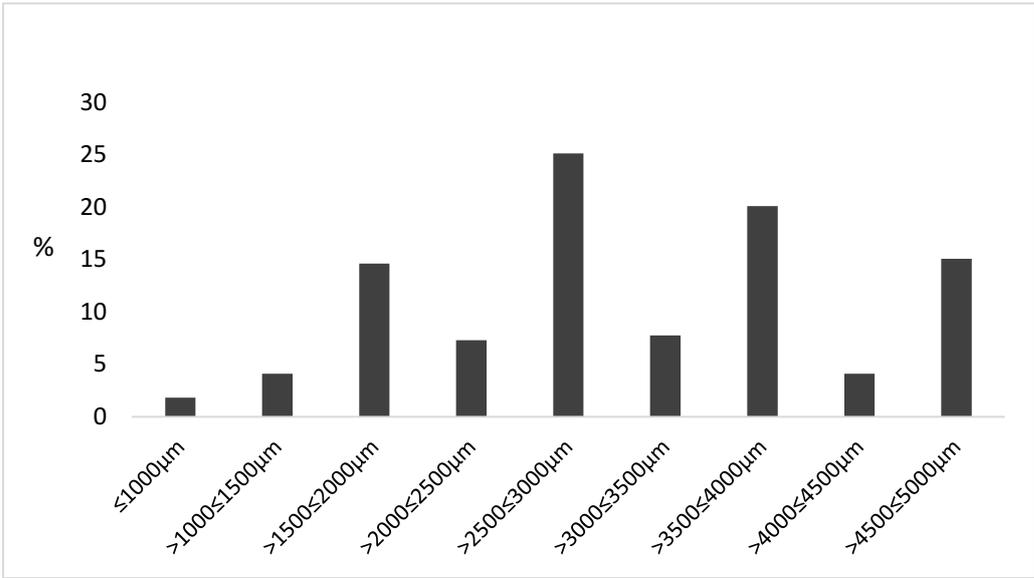
Como se observó en los resultados, la mayor proporción se registró sobre MPs del sitio BAG, donde se ubica la descarga cloacal (que desagua en la playa) y en el sitio QUI, que si bien está aguas arriba de una de ellas, recibe la influencia de cuencas altamente contaminadas como el río Matanza-Riachuelo y los canales Santo Domingo y Sarandí.



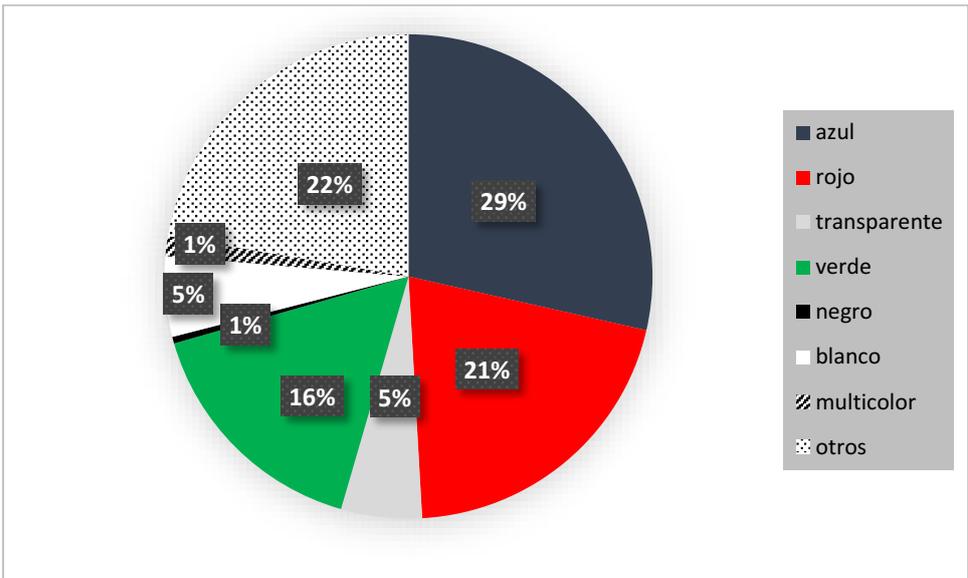
**Fig. 6.11** Proporción de MPs con presencia de *E.coli* y Enterococcos, en los sitios analizados.



**Fig. 6.12** Cantidad de tipos de MPs hallados en el sedimento intermareal de los siete sitios analizados.



**Fig. 6.13** Porcentaje de tamaños de MPs hallados en el área de estudio.



**Fig. 6.14** Porcentaje de colores de MPs hallados en el área de estudio.

características de los MPs	MPs con <i>E.coli</i>	MPs con Enterococos
<b>Tipos</b>		
fragmentos	38	8
pellets	3	
film	7	2
<b>Colores</b>		
azul	14	3
rojo	12	4
transparente	1	
verde	11	3
blanco	2	
multicolor	1	
otros	7	
<b>Medidas</b>		
>1000≤1500μm	2	
>1500≤2000μm	6	2
>2000≤2500μm	1	1
>2500≤3000μm	16	3
>3000≤3500μm	2	
>3500≤4000μm	11	3
>4000≤4500μm	4	
>4500≤5000μm	6	1

**Tabla 6.2** Características (tipos, colores y medidas) y cantidad de los microplásticos (MPs) en los que se registró presencia de las bacterias analizadas.

## 6.4 Discusión

La mayoría de los estudios acerca de la plastisfera han examinado la composición de dicha comunidad, a través de experimentos de colonización (Amaral-Zettler et al., 2020). Los diseños experimentales en la bibliografía, han incluido suspensión en la columna de agua, en sedimentos, sistemas de laboratorio estáticos en contenedores de varios tamaños (Curren y Leong, 2019; Harrison et al., 2014; Miao et al., 2019; Parrish y Fahrenfeld, 2019). Se han utilizado diferentes polímeros, tipos y tamaños de MPs, y distintos tiempos de exposición de los ensayos (Kettner et al., 2017; Oberbeckmann et al., 2016). Las diferencias en las condiciones de laboratorio dificultan la comparación de los estudios, pero algunos ejemplos específicos proporcionan evidencia de miembros

comunes de la plastisfera (Amaral-Zettler et al., 2020). Si bien los experimentos en condiciones de laboratorio sólo pueden proporcionar una abstracción de la ecología compleja de un sistema ambiental natural (Harrison et al., 2014), brindan la oportunidad de explorar las características del biofilm que recubre los MPs. En este sentido, los resultados alcanzados en el presente estudio demostraron que los MPs proveen un sustrato propicio para el desarrollo del biofilm y, por lo tanto, pueden actuar como agentes de dispersión de organismos, revelando además, el rápido desarrollo del biofilm durante el tiempo de residencia del agua en el sector de agua dulce. Según Amaral-Zettler et al. (2020), la cobertura aumenta rápidamente durante las primeras semanas y luego se estabiliza (15-25% de la superficie plástica, para células vivas).

Se observó la rápida colonización de microorganismos sobre los MPs, ya que dos días después del inicio de la experiencia, se observó una comunidad diversificada de organismos, pertenecientes a diferentes grupos taxonómicos de autótrofos y heterótrofos y 35 días después los MPs cambiaron su apariencia original al ser cubiertos por el biofilm, cuya composición fue similar a la observada en sustratos naturales de la costa del estuario del Río de la Plata (Gómez et al., 2003, Bauer et al., 2007). Además, la formación de la plastisfera envuelve a los MPs transformándolos en una potencial pieza palatable, que pueda ser consumida por diversos organismos.

Las bacterias heterótrofas colonizaron desde el inicio y fueron el grupo más abundante de la plastisfera durante el experimento (Fig. 6.6). La adhesión bacteriana es un proceso altamente controlado y regulado por el cual las células adherentes producen polímeros extracelulares para formar matrices estructuradas y complejas (Costerton et al., 1995). Estas biopelículas microbianas pueden desencadenar, posteriormente, la unión de invertebrados y algas específicas, lo que aumenta el grado de bioincrustación (Zardus et al., 2008).

De acuerdo a Foulon et al. (2016) y Harrison et al. (2014), los microorganismos colonizan sustratos plásticos a las pocas horas de su inmersión en agua y, después de una semana, el biofilm está dominado por diatomeas pennadas y filamentosas. En nuestro estudio, las diatomeas fueron observadas desde el segundo día del experimento y en la primer semana este grupo taxonómico alcanzó más del 60 % de los autótrofos de la comunidad de la plastisfera (Fig. 6.4 y 6.5), estando representado por especies pennadas dominantes,

tolerantes a la contaminación y eutrofización en ecosistemas de agua dulce (Licursi y Gómez 2003; Licursi et al., 2010). Las diatomeas son colonizadores tempranos y a veces dominantes en los desechos plásticos (Costerton et al., 1995; Kettner et al., 2019) y la mayoría de los estudios han demostrado que son residentes comunes y omnipresentes de la plastisfera (Amaral-Zettler et al., 2020). Por otro lado, además de las diatomeas, las cianobacterias suelen estar entre los autótrofos que contribuyen a hacer que la producción primaria neta sea positiva en sustratos plásticos (Bryant et al., 2016). En este estudio, el segundo día de colonización, se observó el predominio de cianobacterias, que estuvieron presentes durante todo el experimento, pero en menor abundancia (Fig. 6.5). En cuanto a los protozoos e invertebrados observados, la colonización estuvo alternada por ciliados y rotíferos, siendo los ciliados los colonizadores tempranos y el grupo dominante (Fig. 6.10). Este resultado, representa otro taxón común en la plastisfera, ya que se observa dominancia de ciliados en MPs de muestras marinas y de agua dulce y/o salobre (Amaral-Zettler et al., 2020).

Por otra parte, el análisis de bacterias indicadoras de contaminación fecal en MPs demostró su presencia en los MPs hallados en el sedimento intermareal, siendo mayor su frecuencia en los sitios donde se ubican las descargas cloacales o bien, en aquellos influenciados por una intensa actividad urbana (Fig. 6.11). De acuerdo a los datos reportados por Suárez y Mariñelarena (2019), los sedimentos superficiales de la zona intermareal del estuario retienen y concentran estos microorganismos, particularmente en zonas afectadas por descargas cloacales. Por ende, los resultados alcanzados en el presente estudio están en concordancia con los aportados por dichos autores, quienes advirtieron que el sitio BAG presentó los recuentos más elevados de bacterias indicadoras de contaminación fecal.

Según Rodrigues et al. (2019), los MPs depositados en el sedimento intermareal podrían ser colonizados por *E. coli* durante su tiempo de permanencia en la columna de agua, o por contacto directo en la playa, ya sea por las heces de aves o de perros. Sin embargo, los desechos plásticos pueden colonizarse rápidamente por el biofilm en el medio ambiente (Amaral-Zettler et al., 2015), y lo más probable es que la colonización por *E. coli* ocurra en el agua contaminada, derivada de la descarga de las aguas residuales. El área de estudio, del presente trabajo, se encuentra sujeta a un régimen de mareas altas

semidiurnas y, en consecuencia, los MPs depositados en la costa pueden entrar en contacto con el agua dos veces al día, por lo que la inmersión por agua, potencialmente contaminada, podría promover el reclutamiento de *E. coli* en el biofilm y dichos MPs podrían permanecer en la playa o ser arrastrados al agua, con el reflujó de la marea (Rodrigues et al., 2019).

Se sabe que la colonización microbiana está influenciada por el tiempo que el plástico ha estado en el medio ambiente, y aquellos que han permanecido durante más tiempo tienen mayor probabilidad de estar en contacto con los microorganismos (Kirstein et al., 2018). Además, los plásticos más viejos y degradados, en general, presentan surcos y rasgaduras en la superficie, lo que aumenta el área de superficie para la colonización microbiana (Fotopoulou y Karapanagioti, 2012). Los tipos de MPs que suelen tener dichas características, son los fragmentos ya que presentan formas irregulares a medida que se van fragmentando en el tiempo. En el presente estudio, de la totalidad de MPs hallados, los fragmentos fueron los más abundantes (Fig. 6.12), y fue el tipo de MPs en el que se registró frecuentemente la presencia de *E. coli* y Enterococos (Tabla 6.2). De acuerdo a Puglisi et al. (2019), los fragmentos, al tener mayor nivel de desgaste, favorecen la colonización bacteriana.

En relación al tamaño de los MPs, las tallas entre  $>2500 \leq 3000 \mu\text{m}$ , fueron las más frecuentemente colonizadas por ambos indicadores de contaminación fecal, como también lo fueron los MPs de color azul, rojo y verde (Tabla 6.2). Entre estos últimos, el color azul ha sido reportado como más abundante en el agua, en el contenido intestinal de peces y en el tejido blando de mejillones, en el sector costero de estuario del Río de la Plata (Pazos et al., 2017; 2018, 2020). Si bien en este estudio no se exploró si el color es un factor que afecte el grado de adhesión de las bacterias, hay evidencia en la bibliografía de que la presencia de colorantes influye en el tipo de ensamble bacteriano (Puglisi et al., 2019).

Con respecto al análisis de la potencialidad de los MPs para actuar como sustrato de diversos microorganismos, se sabe que la formación de biofilms por parte de bacterias, sobre diferentes superficies, constituye una estrategia de supervivencia ante factores de estrés ambientales ya que en el biofilm pueden utilizar nutrientes que hayan quedado atrapados, resistir a los antibióticos, y establecer asociaciones con otras bacterias

(Thompson et al., 2004). Por lo tanto, aún es necesario seguir profundizando acerca del riesgo sanitario que pueda implicar, ya que con los estudios realizados hasta el momento se ha demostrado que existe la posibilidad de que los MPs sean sustrato de patógenos. (Kirstein et al., 2016; Rodrigues et al., 2019)

Estudios recientes, reconocen que los MPs actúan como un hábitat particular para el biofilm, que no solo podrían cambiar la estructura de esta comunidad, sino también afectar su funcionalidad, generando cambios en las funciones ecológicas que cumplen las comunidades microbianas en los ecosistemas acuáticos (Miao et al., 2019). Por otra parte, se sabe que el biofilm que se desarrolla sobre los MPs, a su vez, es capaz de producir cambios significativos en las propiedades fisicoquímicas del plástico (ej. hidrofobia superficial y flotabilidad) (Lobelle y Cunliffe, 2011). La colonización de polímeros plásticos tiene ventajas, como un mayor acceso a nutrientes limitados (Zobell, 1943), pero también problemas, como una mayor susceptibilidad a la presión del pastoreo. Aun así, según Amaral-Zettler et al. (2020), quedan algunas preguntas por contestar, como si la progresiva presencia y el dominio de ciertas especies en la plastisfera es predecible y si este factor puede ser de utilidad para determinar cuánto tiempo ha estado un microplástico en el medio ambiente. Por lo tanto, profundizar la relación de la plastisfera con los MPs, a lo largo de un gradiente ambiental como el que genera la salinidad en un estuario, como el Río de la Plata, constituye un desafío para comprender mejor las implicancias de la interacción del biofilm con los contaminantes de este ecosistema y de la capacidad de albergar patógenos.

La información proporcionada, por este capítulo, acerca de que los MPs funcionan como sustrato propicio para el desarrollo de un biofilm durante 35 días, enmascarando la apariencia de las partículas plásticas y transformándolas en una pieza palatable, que pueda ser consumida por diversos organismos y, por otro lado, que MPs hallados en el sedimento intermareal son capaces de soportar en su superficie bacterias indicadoras de contaminación fecal (posicionándolos como potenciales vectores), advierte sobre riesgos adicionales asociados a los restos plásticos, en la costa del estuario del Río de la Plata.

## Capítulo 7

### Presencia de microplásticos en peces costeros

---

#### 7.1.a Introducción

Diferentes estudios se han centrado en los efectos negativos que ocasionan los restos plásticos sobre la biota, tales como enredo físico, disminución de la nutrición por bloqueo intestinal, y asfixia o disminución de la movilidad (Gregory, 2009). Los MPs son una fracción particular, que han recibido más atención en los últimos años, porque una vez que llegan a los ecosistemas acuáticos son más fácilmente ingeridos por los organismos que en ellos habitan, y también pueden actuar como vectores para la transferencia química de contaminantes dentro de la cadena alimentaria (Teuten et al., 2009). Sin embargo, pocos estudios han examinado la ocurrencia de MPs en poblaciones naturales (Lusher et al., 2013), siendo la mayoría en ambientes marinos. Uno de los primeros estudios que identifica la ingestión de plásticos en la sardina atlántica *Menidia menidia*, fue el de Carpenter et al. (1972). Más recientemente, Boerger et al. (2010), hallaron MPs (< 2,79 mm) en peces del giro del Océano Pacífico Norte, donde se sabe que hay una acumulación sustancial de restos plásticos (Moore, 2008). En lo que respecta a ambientes estuarinos, en el estuario Goiana (Noreste de Brasil), se ha reportado la ingestión de plásticos en diversas especies de peces (Possatto et al., 2011; Ramos et al., 2012), y en Argentina, se ha registrado la presencia de MPs en peces de la especie comercial *Micropogonias furnieri* (corvina rubia), en el estuario de Bahía Blanca (Arias et al., 2019). Sin embargo, en poblaciones naturales de este tipo de ecosistema, aún es poco lo que se conoce. En este sentido, el estuario del Río de la Plata resulta importante para estudiar esta problemática, ya que además del desarrollo de actividades recreativas y pesquerías comerciales en su costa, también es receptor de descargas cloacales, urbanas e industriales, pobremente tratadas (Gómez et al., 2012; Gómez y Cochero, 2013). Sin embargo, la presencia de MPs en la biota del sector costero del estuario del Río de la Plata, aún es desconocida.

### 7.1.b Objetivos

- 1- Analizar la presencia, abundancia y tipos de MPs en el tracto digestivo de ensambles de peces de distintos hábitos alimentarios, en seis sitios costeros con diferentes usos del suelo, del sector de agua dulce del estuario del Río de la Plata.
- 2- Comparar si la abundancia de MPs en peces, es diferente entre los hábitos alimenticios de los individuos analizados.
- 3- Analizar si existe una relación entre la abundancia de MPs hallados en los peces y la talla de los ejemplares capturados.

### 7.2 Materiales y métodos

El área de estudio, abarcada en este capítulo, comprendió parte de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, cerca de la ciudad de La Plata, entre las coordenadas  $34^{\circ}46'49''$  S -  $58^{\circ}0'57''$  O y  $34^{\circ}55'45''$  S -  $57^{\circ}42'56''$  O (Fig. 7.1).

La ciudad de La Plata y sus alrededores conforman el conglomerado urbano y agropecuario más austral que desemboca en el estuario. El agua drena por medio de arroyos, canales y caños desde áreas con diferentes usos del suelo. Para el desarrollo de este estudio, se seleccionaron 6 sitios costeros ubicados a lo largo de 35 km, pertenecientes a las localidades de Punta Lara (nombrados como PL 1, PL 2 y PL 3) y Berisso (mencionados como BE 4, BE 5 y BE 6), cada uno de los cuales se encuentra cerca de descargas de agua natural, semi-natural o sistemas de drenaje artificial de la región, como se detalla en la tabla 7.1. El sitio nombrado como BE 4, corresponde a Bagliardi, que ya fue detallado en el capítulo 2.



**Fig. 7.1** Ubicación de los seis sitios de muestreo costeros en el estuario del Río de la Plata. Se señala la descarga de aguas residuales de la región.

Sitios	Localidad	Coordenadas	Sistemas de drenaje
PL 1	Punta Lara	34°46'49"S	semi-natural (arroyos canalizados)
		58° 0'57"O	
PL 2	Punta Lara	34°47'29"S	semi-natural (arroyos canalizados)
		57°59'46"O	
PL 3	Punta Lara	34°48'32"S	semi-natural (arroyos canalizados)
		57°58'44"O	
BE 4	Berisso	34°52'22"S	artificial (descarga aguas residuales)
		57°48'39"O	
BE 5	Berisso	34°54'31"S	natural
		57°45'35"O	
BE 6	Berisso	34°55'44"S	natural
		57°42'56"O	

**Tabla 7.1** Sitios de muestreo, coordenadas y tipos de sistemas de drenaje de cada uno.

La captura de ejemplares fue realizada por integrantes del laboratorio de Ecología de peces del ILPLA. La pesca se realizó en abril y septiembre de 2016. En cada sitio de muestreo, se utilizaron trampas tipo garlito y transmollo, las cuales se dejaron en cada lugar

durante toda una noche (Colautti, 1998). Los ejemplares capturados se sacrificaron en hielo, se transportaron refrigerados y se conservaron en freezer, en el laboratorio.

Los individuos fueron identificados utilizando la siguiente bibliografía: Azpelicueta y Braga (1991), López y Miquelarena (1991), Braga (1994), Casciotta et al. (2005), Miquelarena y Menni (2005), Almirón et al. (2008). Además, las especies capturadas se clasificaron según sus hábitos alimenticios, considerando estudios sobre su ecología trófica (Ringuelet et al., 1967; Oliva et al., 1981; Colautti, 1997; Gealh y Hahn, 1998; Menni, 2004; Casciotta et al., 2005; Novakowski et al., 2007; Corrêa y Piedras, 2009; González Sagrario y Ferrero, 2013; Gottlieb Almeida et al., 2013; Llamazares Vegh et al., 2014).

Posteriormente, los individuos fueron medidos (LT, cm) y pesados (P, gr) (balanza de precisión Ohaus, 1 g). Luego, se extrajeron sus tubos digestivos completos, cortando con bisturí su lado ventral, y se dispusieron en frascos de vidrio con una solución de peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) 30 % a 60 °C, en plancha calefactora, hasta su digestión total, siguiendo la metodología de Avio et al. (2015). Posteriormente, la muestra fue filtrada utilizando un filtro de 37  $\mu m$  y se observó bajo lupa estereoscópica (5.6X Olympus SZX7). Los MPs encontrados, en cada muestra, fueron contabilizados e identificados siguiendo los criterios explicados en el capítulo 2. Los resultados fueron expresados como MPs ind<sup>-1</sup>.

Tal como se detalló en el capítulo 2, se siguió el protocolo para evitar la contaminación de las muestras. Durante la extracción de los tubos digestivos, el almacenamiento, la digestión y hasta la identificación visual, las muestras se cubrieron con papel de aluminio. Los controles se procesaron al mismo tiempo que las muestras, siguiendo el protocolo descrito.

### ***Análisis estadístico***

Las diferencias entre el número promedio de MPs ind<sup>-1</sup> en cada sitio se analizó mediante un Análisis de la Varianza no paramétrico (Kruskal-Wallis) y como test *a posteriori*, se utilizó el método de Dunn. Se considera que las diferencias son significativas cuando  $p \leq 0,05$ .

El número promedio de MPs, de cada hábito alimenticio, se analizó mediante ANOVA a una vía, mientras que con el fin de analizar la relación entre la abundancia de MPs, la longitud total y el peso de los ejemplares, se realizaron correlaciones de Pearson.

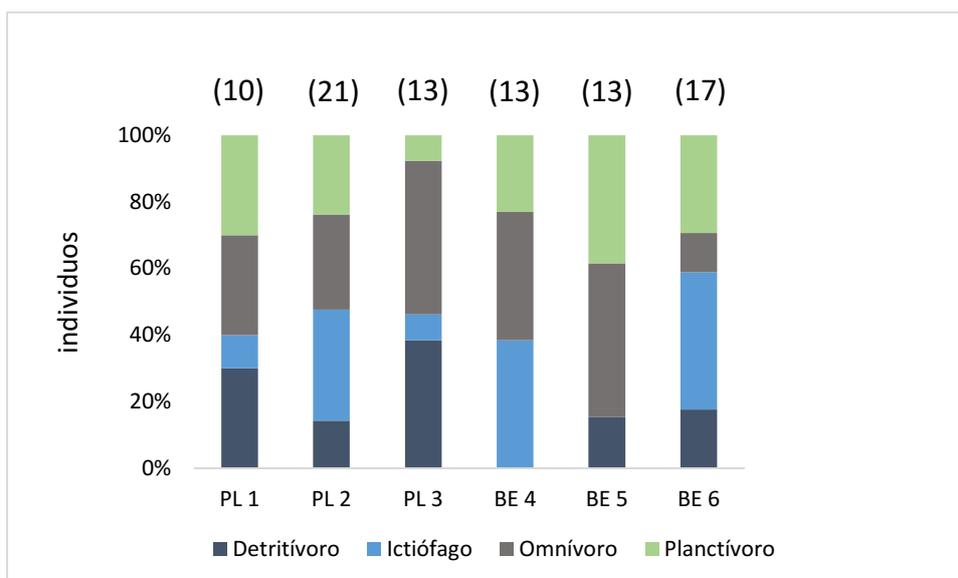
### 7.3 Resultados

Durante el período de muestreo, se capturaron 87 ejemplares pertenecientes a 11 especies y 4 hábitos alimenticios: detritívoro, planctívoro, omnívoro e ictiófago. La longitud total (LT) de los especímenes capturados varió entre 6 cm y 51,6 cm, mientras que el peso varió entre 2 y 3160 gr (Tabla 7.2).

El número de ejemplares seleccionados, por sitio, fluctuó de 10 a 21 y el porcentaje de distribución por hábito alimenticio en cada sitio se muestra en la Figura 7.2.

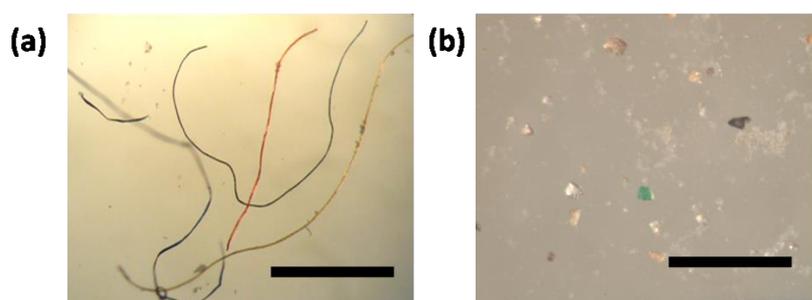
Especies	N	Hábito alimenticio	LT (cm)	P (gr)
<i>Luciopimelodus pati</i> (Valenciennes, 1836)	9	ictiófago	21,2-30	44,6-178,4
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	2	ictiófago	30	155-200
<i>Oligosarcus oligolepis</i> (Steindachner, 1867)	5	ictiófago	15,7-18,7	36-73
<i>Parapimelodus valenciennis</i> (Lütken, 1874)	21	planctívoro	9,7-24,5	6-126
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	1	planctívoro	28,9	159
<i>Astyanax rutilus</i> (Jenyns, 1842)	12	omnívoro	6-9,5	2-9,2
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	2	omnívoro	19,2-51,6	112,4-3160
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	14	omnívoro	10,5-19,2	10,9-65,2
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	5	detritívoro	9,3-17,2	10,7-72
<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	2	detritívoro	12,7-16,7	19-44,5
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1836)	14	detritívoro	11,5-18,4	19,5-120

**Tabla 7.2** Especies capturadas, cantidad de individuos analizados, sus hábitos alimenticios y rangos de longitud total (LT) y peso (P).



**Fig. 7.2** Porcentaje de individuos de los hábitos alimenticios, en cada sitio de muestreo y el número de ejemplares analizados, entre paréntesis.

El análisis de los tubos digestivos de los individuos reveló la presencia de MPs en el 100 % de los ejemplares analizados. La observación de los MPs hallados, permitió la identificación de dos tipos de MPs (de acuerdo a la clasificación explicada en la sección “Materiales y métodos” del Capítulo 2): fibras y fragmentos. Las primeras estuvieron presentes en el 100 % de los individuos, mientras que los fragmentos en el 30 % de los individuos analizados. En ambos casos, los colores detectados fueron diversos (rojo, verde, amarillo, blanco, negro y azul, este último fue dominante) (Fig. 7.3).



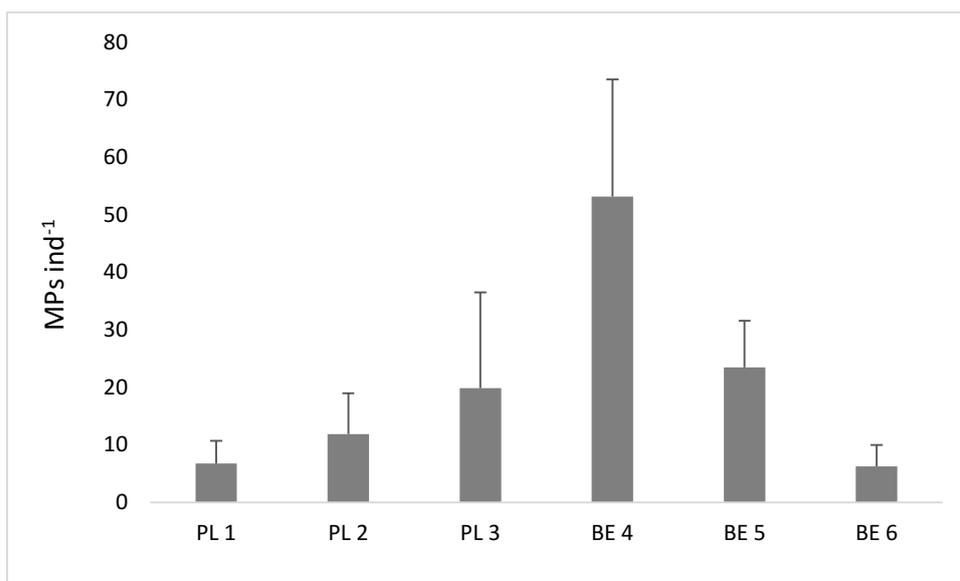
**Fig. 7.3.** (a) Ejemplo de fibras y (b) fragmentos. La barra representa 1 mm.

Se contaron una cantidad de 1679 piezas de MPs, que corresponden: el 96% a fibras y el 4% a fragmentos. Sus tamaños oscilaron entre 0,06 y 4,7 mm. La abundancia promedio de MPs ind<sup>-1</sup> fue de 18,5 ( $\pm$  18,9) fibras y 0,7 ( $\pm$  1,7) fragmentos. Para las fibras, el número mínimo por individuo fue 1 (en el sitio BE 6) y el máximo fue 89 (en el sitio BE 4), mientras que para fragmentos, el mínimo fue 1 (sitios PL 1, PL 2, PL 3, BE 5 y BE 6) y el máximo fue 8 MPs ind<sup>-1</sup> (PL 3) (Tabla 7.3).

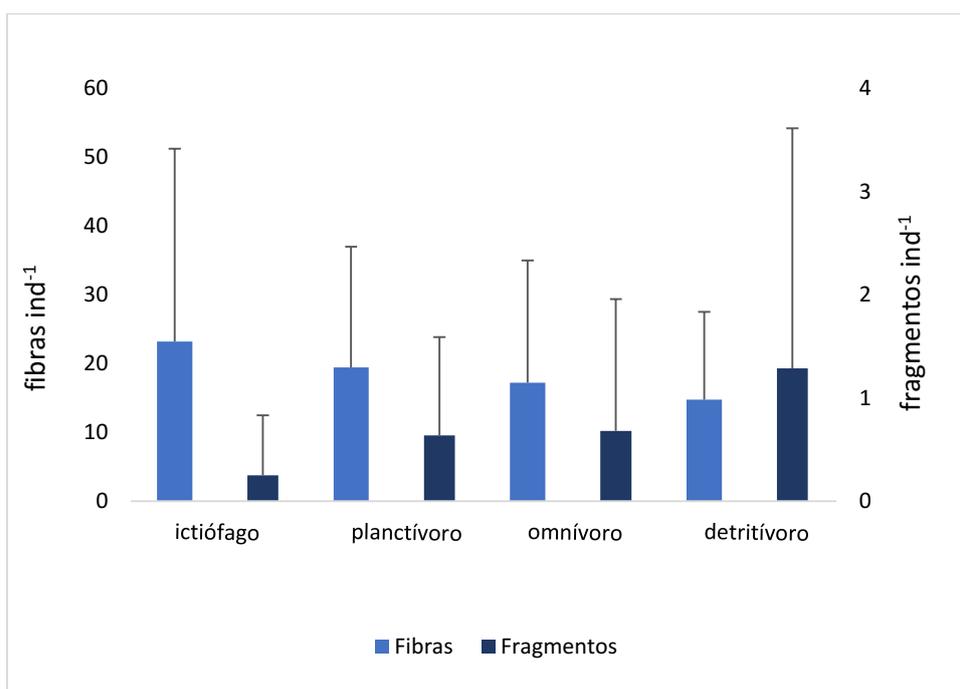
La abundancia promedio de MPs ind<sup>-1</sup> fue significativamente mayor en BE 4 ( $p < 0,05$ ), correspondiente exclusivamente a las fibras (Fig. 7.4). Las correlaciones entre la abundancia de MPs con LT (fibras:  $p=0,2$ ;  $R=0,13$  y fragmentos:  $p=0,3$ ;  $R=0,1$ ) y P (fibras:  $p=0,1$ ;  $R=0,14$  y fragmentos:  $p=0,1$ ;  $R=0,16$ ) de los especímenes, no fueron significativas. El ANOVA realizado entre el número de MPs ingeridos y los hábitos de alimentación no fue significativo para ninguno de los dos tipos de MPs (Fig. 7.5).

Sitios	Cantidad de fibras	Cantidad de fragmentos	Cantidad de fibras mín-máx	Cantidad de fragmentos mín-máx
PL 1	65	3	2-14	1-2
PL 2	237	13	2-23	1-4
PL 3	227	31	4-55	1-8
BE 4	691	0	30-89	0
BE 5	296	9	14-39	1-2
BE 6	99	8	1-11	1-4
<b>Total</b>	1615	64		

**Tabla 7.3** Cantidad y rango de microplásticos (fibras y fragmentos), hallados en los individuos, en cada sitio.



**Fig. 7.4** Abundancia promedio (y desvío estándar) de MPs, en los ejemplares analizados en cada sitio.



**Fig. 7.5** Abundancia promedio (y desvío estándar) de fibras ind<sup>-1</sup> y fragmentos ind<sup>-1</sup>, por hábito alimenticio.

## 7.4 Discusión

Según los resultados de este estudio, el 100% de los tractos digestivos de los peces que se analizaron contenían MPs, lo que indica que este tipo de contaminante está interactuando con la comunidad de peces en el estuario del Río de la Plata y que su ingestión podría estar relacionada con el grado de exposición. Esto está en concordancia con Browne et al. (2010), quienes informaron que los MPs son más abundantes que los restos plásticos más grandes y, por lo tanto, se incrementa el riesgo de ingestión.

Otra observación, fue que el principal tipo de MPs encontrado fueron las fibras (96%) (Tabla 7.3), lo que coincide con los altos porcentajes hallados por otros autores (Boerger et al. (2010) (94 %), Lusher et al. (2013) (68,3 %) y Arias et al. (2019) (60,8 %)). Estos últimos, además, reportaron la presencia de MPs en el 100 % de los ejemplares analizados en el estuario de Bahía Blanca, al igual que Blettler et al. (2019), en peces de la especie *Prochilodus lineatus*, en el Río Paraná, siendo también las fibras (90 %), el tipo dominante. Como ya se ha mencionado, el origen de las fibras en los ecosistemas acuáticos es diverso. Según Pruter (1987), los principales polímeros son la poliamida y el poliéster, que se usan comúnmente en la industria pesquera. Lusher et al. (2013), observaron que el rayón constituía más de la mitad de los polímeros identificados (57,8 %), que tienen sus posibles fuentes en la ropa, los productos de higiene femenina y los pañales y, por lo tanto, los altos niveles de fibras podrían ser el resultado de la entrada indirecta a través de las aguas residuales. Los artículos hechos de rayón pueden desintegrarse rápidamente (Park et al., 2004), lo que podría explicar su abundancia. Además, esta evidencia es coincidente con lo observado en esta tesis, en el área de estudio, porque en el sitio BE 4, donde se encuentra la descarga de aguas residuales, se documentó la mayor abundancia de MPs en el contenido intestinal de los peces analizados (Fig. 7.4). Browne et al. (2011), realizaron estudios en ambientes marinos e identificaron que el agua muy cerca de los sitios de descarga de aguas residuales, puede contener proporciones de fibras que se asemejan a las utilizadas en la ropa sintética. Este hallazgo coincide con los resultados de este estudio, no sólo por los máximos niveles de MPs encontrados en BE 4 sino también por los niveles decrecientes de MPs hallados en función de la distancia desde este sitio de muestreo a los demás.

El número de MPs hallados no se relacionó con la longitud total o el peso de los peces, ni con sus hábitos de alimentación, lo que indica que la ingestión de MPs depende de otras variables. Esto está en concordancia con las investigaciones de Posatto et al. (2011), en el estuario Goiana, quienes observaron que la ingestión de desechos plásticos, probablemente, ocurrió durante la actividad normal de alimentación de los peces. En el mismo estuario se documentó la ingesta diferencial de MPs según las fases ontogenéticas (Dantas et al., 2012; Ferreira et al., 2016; Ramos et al., 2012). Aunque en el presente estudio este tema no fue analizado, se encontraron MPs en todos los peces, independientemente de su longitud. La falta de relación entre el número de MPs ingeridos y el hábito de alimentación son indicativos de que otros factores están involucrados en la ingesta de MPs. De hecho, Neves et al. (2015), no pudieron encontrar diferencias significativas entre las especies o los hábitos de alimentación, con respecto a la ingestión de MPs, a pesar de la gran variabilidad en los hábitos de alimentación, y de la distribución de densidad y tamaño de MPs en el hábitat donde se realizó el estudio. Las diferencias espaciales en el número promedio de MPs, en los peces analizados en este capítulo, sugieren que la disponibilidad ambiental de MPs podría ser de mayor importancia para explicar las diferencias encontradas entre los sitios de muestreo. Sin embargo, según las investigaciones de Labropoulou y Eleftheriou (1997) y Murua (2010), se puede relacionar la ingestión de MPs con los hábitos de alimentación de los peces, o con una identificación incorrecta de la presa. También Masó et al. (2003) y Cyrus y Blaber (1983), sugieren que la formación de biofilm sobre los restos plásticos podría resultar palatable para los peces. A pesar de esto, los fenómenos mencionados no fueron sostenidos por los resultados del presente estudio.

Como se viene explicando, se encontró que el número de MPs presentes en el contenido digestivo de los peces se relacionó con el sitio de muestreo, independientemente del tamaño de los peces o su hábito de alimentación, lo que sugiere que la dinámica de estos contaminantes en los organismos no es acumulativa y probablemente siga la circulación del tránsito digestivo. Esta hipótesis fue reforzada por el hecho de que el estudio se realizó en un sistema abierto y los peces son organismos móviles. Como consecuencia, el número de MPs hallados en los contenidos digestivos, podría considerarse como una medida instantánea, indirecta, de la cantidad de MPs presentes en el medio ambiente.

Por otro lado, hay estudios en los que los efectos potencialmente tóxicos para los peces a causa de la contaminación de los MPs con contaminantes persistentes, bioacumulables y tóxicos se han evaluado en experimentos de laboratorio, utilizando el medaka japonés (*Danio rerio*). Rochman et al. (2013), demostraron toxicidad hepática en peces, bajo exposición a MPs con contaminantes adsorbidos desde el medio ambiente, durante su alimentación. También se informó la alteración de la función del sistema endócrino cuando los peces estuvieron expuestos a concentraciones ambientalmente relevantes de MPs (Rochman et al., 2014). Sin embargo, cuando se considera a los peces, queda por demostrar como la compleja mezcla de contaminantes, que conllevan los MPs, influyen en la concentración de los mismos en la masa corporal. Sin embargo, se sabe que los MPs tienen el potencial de adsorber contaminantes orgánicos persistentes (Ogata, 2009; Bakir et al., 2012) y que la desorción en condiciones intestinales podría ser hasta 30 veces mayor que sólo en agua de mar (Bakir et al., 2014). Teniendo en cuenta que hay informes de altas concentraciones de hidrocarburos alifáticos y bifenilos policlorados (PCB) en el tejido muscular de *Prochilodus lineatus*, *Cyprinus carpio* y *Mugil platanus* de la costa del estuario del Río de la Plata (Colombo et al., 2000; 2007), es probable que el consumo comprobado de MPs por los peces en esta área, contribuya a potenciar su contaminación.

Este estudio representa el primer registro respecto a la ingestión de MPs por peces, en el sector costero del estuario del Río de la Plata, y constituye una señal sobre el riesgo que significa este contaminante emergente, en el ecosistema. Además, la ocurrencia generalizada de MPs en los peces indica la necesidad de explorar, a futuro, una gama más amplia de especies y hábitats, junto con la disponibilidad ambiental de MPs. Este enfoque resultará fundamental para establecer los posibles efectos de los MPs en el área y sobre los mecanismos involucrados en la interacción entre peces y MPs.

## Capítulo 8

### Presencia de microplásticos en el mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857)

---

#### 8.1.a Introducción

Cómo ya se discutió en capítulos anteriores, el tamaño de los MPs los hace disponibles para la ingestión accidental por varios organismos acuáticos (De Witte et al., 2014; Setälä et al., 2014; Wright et al., 2013). Según diversos estudios, se han encontrado MPs en organismos como peces, invertebrados y zooplancton, en ecosistemas acuáticos (Li et al., 2016; Nel et al., 2018; Pazos et al., 2017; Sun et al., 2018). Los bivalvos son de particular interés para estudiar la presencia de MPs en los ecosistemas porque su hábito de alimentación, por filtración, los expone directamente a los MPs presentes en el ambiente. A pesar que la ingestión es la vía aceptada para captar los MPs, por parte de los animales (Browne et al., 2008), un estudio reciente sugirió que la adherencia es otra forma de absorción, de los mismos, por parte de algunos animales, especialmente los bivalvos (Kolandhasamy et al., 2018). Por otro lado, varios experimentos *in vivo* han sugerido que los MPs podrían causar efectos negativos en el tejido y en los niveles celulares, en los mejillones (Browne et al., 2008; Von Moos et al., 2012).

Mientras que hay estudios que demuestran la presencia de MPs en mejillones marinos y sus efectos, particularmente en *Mytilus edulis* (Li et al., 2016), en ecosistemas de agua dulce, la mayoría de los reportes se refieren a exposiciones de MPs en laboratorio con moluscos de agua dulce, como el mejillón cebra *Dreissena polymorpha* (Magni et al., 2018), la almeja asiática *Corbicula fluminea* (Oliveira et al., 2018; Guilhermino et al., 2018) y almejas de agua dulce (*Sphaerium corneum*, *Anodonta cygnea*) (Scherer et al., 2018). No obstante, recientemente se ha registrado la presencia de MPs en ostras de la especie *Crassostrea gigas*, en el estuario de Bahía Blanca (Fernández Severini et al., 2019).

*Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), conocido como mejillón dorado, es uno de los moluscos invasores que habitan en la zona de marea de agua dulce-mixohalina, del estuario del Río de la Plata. Esta especie es originaria de los ríos del sudeste asiático; y se registró por primera vez, en el estuario del Río de la Plata, alrededor de 1990, probablemente introducido a través del agua de lastre de los barcos (Pastorino et al.,

1993) y desde entonces se encuentra invadiendo la cuenca del Plata. En lo que respecta a la biología de dicha especie, los jóvenes y adultos de *L. fortunei* tienen una etapa bentónica caracterizada por un estilo de vida epifaunal, como resultado de la fuerte unión del biso sobre sustratos duros, tanto naturales como artificiales. Además, este molusco, tiene éxito como especie invasora, ya que puede vivir en sitios contaminados, tiene una alta fecundidad y capacidad de dispersión, un rápido crecimiento y colonización (Boltovskoy y Correa, 2015). Por otro lado, está ampliamente distribuido en la costa del Río de la Plata, con densidades de  $40,300 \pm 9,600 \text{ ind m}^{-2}$ , y también es capaz de cubrir una amplia variedad de sustratos disponibles en el sector costero (Darrigran et al., 2003; Spaccesi, 2013). Estas características señalan que *L. fortunei* es adecuado para analizar la contaminación por MPs, en comparación con otros bivalvos como *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), que está presente en una abundancia mucho menor y cuya población ha disminuido en el área de estudio (Reshaid et al., 2017).

### 8.1.b Objetivos

- 1- Analizar la presencia, abundancia y tipos de MPs, en el tejido blando del mejillón dorado *Limnoperna fortunei*, en sitios expuestos a diferentes usos del suelo, en la zona intermareal del sector costero de agua dulce-mixohalino, del estuario del Río de la Plata.
- 2- Analizar si existe una relación entre el tamaño de los mejillones (largo de la valva) y la abundancia y tamaño de MPs.

### 8.2 Materiales y métodos

El área de estudio abarcó parte de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, donde se seleccionaron ocho sitios (detallados en el capítulo 2): San Isidro (SI), Berazategui (BE), Punta Colorada (PC), Punta Lara (PL), Bagliardi (BAG), Balandra (BAL), Pearson (PE) y Punta Indio (PI).

**Recolección de muestras:** Los mejillones fueron recolectados en noviembre de 2017. En cada sitio de muestreo se recogieron, utilizando una espátula, treinta especímenes adultos (individuos > 1 mm de longitud, según Spaccesi, (2013)), sobre sustratos duros de la zona intermareal (raíces de junco, cemento, escombros o neumáticos) (Fig. 8.1). Los mejillones se colocaron en bolsas herméticas y se transportaron al laboratorio donde

fueron conservados, en freezer, hasta su procesamiento. Como se asume que puede existir una variabilidad natural entre poblaciones de diferentes sitios debido a adaptaciones locales, haciendo que resulte complicado analizar mejillones del mismo tamaño, los datos se estandarizaron para poder comparar los resultados y para minimizar los posibles efectos de los tamaños (Bråte et al., 2018).

**Procesamiento en laboratorio:** el análisis de MPs en mejillones se realizó de acuerdo a la metodología propuesta por Li et al. (2015). Se pesó cada individuo (gr), se midió la longitud de la valva (mm), con un calibre Vernier (precisión 0,02 mm) y luego se retiró todo el tejido blando y se pesó (balanza de precisión 0,001 g). En un mismo frasco de vidrio se dispusieron los tejidos blandos de diez individuos (tres réplicas, con diez individuos, por cada sitio), y se procedió a la digestión de dicho tejido, agregando 100 mL de una solución de peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) al 30 %, manteniéndolo a 65 °C, hasta la digestión total. Luego, la muestra se filtró a través de un filtro de nitrato de celulosa de 47 mm y 0,45  $\mu m$  de poro, utilizando una bomba de vacío. El filtro se colocó en una placa de Petri limpia y se secó a temperatura ambiente. Los filtros se examinaron bajo un microscopio óptico (Olympus BX50), con un aumento de 20X. Los MPs hallados fueron contabilizados e identificados, siguiendo los criterios explicados en el capítulo 2. Los resultados fueron expresados como MPs  $gr^{-1}$  y MPs  $ind^{-1}$ .

Como se detalló en el capítulo 2, se siguió el protocolo para evitar la contaminación de las muestras. Durante la extracción del tejido blando, el almacenamiento, la digestión y hasta la identificación visual, las muestras se cubrieron con papel de aluminio. Los controles se procesaron al mismo tiempo que las muestras, siguiendo el protocolo descrito.



**Fig. 8.1** Ejemplos de sustrato natural (raíces de Juncos) **(a)** y sustrato artificial (escombros y neumáticos) **(b)** de donde se tomaron algunas de las muestras.

### ***Análisis estadístico***

Las diferencias de la abundancia promedio de MPs  $\text{gr}^{-1}$  y MPs  $\text{ind}^{-1}$ , entre los sitios, se analizaron estadísticamente mediante ANOVA a una vía. Los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza se probaron mediante la prueba de Barlett. La relación entre MPs  $\text{ind}^{-1}$ , MPs  $\text{gr}^{-1}$  y los usos del suelo (urbano, suburbano y rural de acuerdo a Gómez y Cochero, (2013)), se analizó mediante el coeficiente de correlación de Spearman. También se evaluó la relación entre el tamaño de los mejillones (largo de la valva) con respecto a la abundancia en MPs  $\text{gr}^{-1}$  y los tamaños de los MPs, con el mismo coeficiente de correlación. Las diferencias se consideraron estadísticamente significativas cuando  $p \leq 0,05$ .

### **8.3 Resultados**

Se procesó un total de  $n=240$  individuos adultos (24 muestras, cada una compuesta por 10 individuos). La longitud de la valva varió de 15,55 mm en el sitio PC a 23,66 mm en el sitio PI, con un promedio de 19,51 ( $\pm 3,2$ ) mm. El peso de los tejidos blandos varió de 0,13 gr en el sitio de PC a 0,37 gr en el sitio BE, con un promedio de 0,24 ( $\pm 0,14$ ) gr (Tabla 8.1).

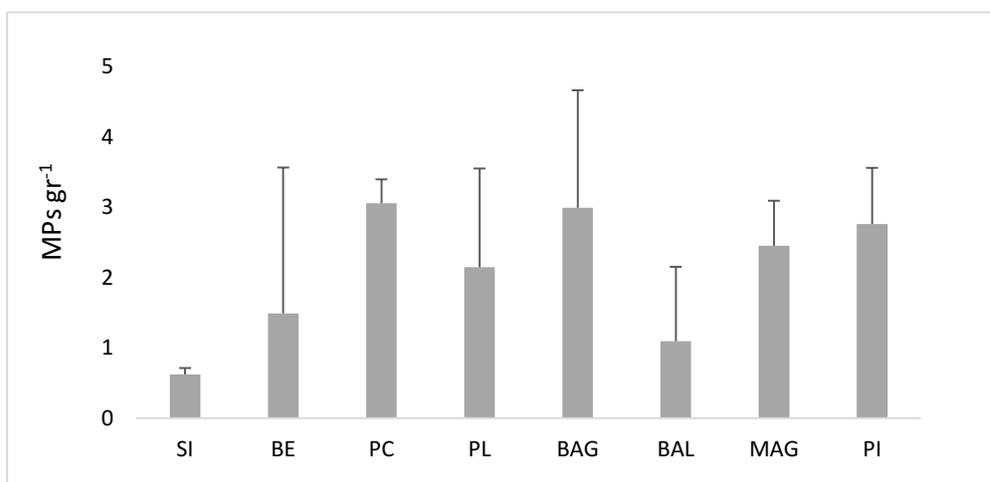
Sitios	Medidas mejillones	
	Largo (mm)	Peso tejido blando (gr)
SI	21,29 ( $\pm 2,34$ )	0,27 ( $\pm 0,11$ )
BE	19,96 ( $\pm 3,51$ )	0,37 ( $\pm 0,18$ )
PC	15,55 ( $\pm 1,52$ )	0,13 ( $\pm 0,06$ )
PL	17,66 ( $\pm 2,04$ )	0,14 ( $\pm 0,08$ )
BAG	19,34 ( $\pm 1,63$ )	0,24 ( $\pm 0,08$ )
BAL	20,98 ( $\pm 1,54$ )	0,34 ( $\pm 0,18$ )
MAG	17,60 ( $\pm 1,99$ )	0,20 ( $\pm 0,12$ )
PI	23,66 ( $\pm 2,01$ )	0,19 ( $\pm 0,05$ )

**Tabla 8.1** Promedio del largo de la valva ( $\pm$  desvío estándar) (mm) y del peso húmedo del tejido blando ( $\pm$  desvío estándar) (gr), de los mejillones, en cada sitio.

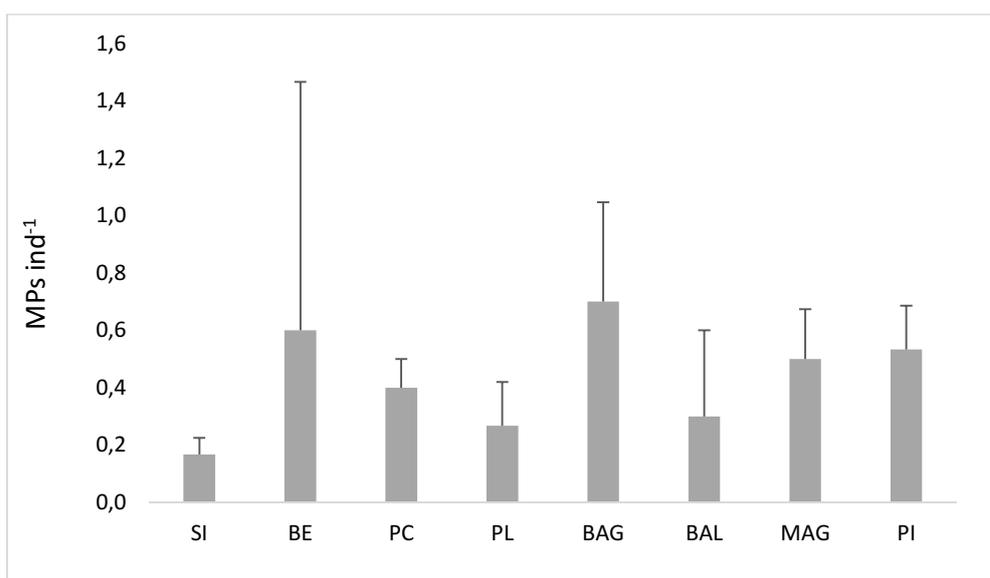
La abundancia promedio de MPs  $\text{gr}^{-1}$  en mejillones fue de 2,08 ( $\pm 1,33$ ), fluctuando entre 0,62 ( $\pm 0,09$ ) MPs  $\text{gr}^{-1}$  en el sitio SI y 3,06 ( $\pm 0,34$ ) MPs  $\text{gr}^{-1}$  en el sitio PC (Fig. 8.2). El número de MPs  $\text{gr}^{-1}$  fue mayor en el sitio aguas abajo (PC) de la descarga de aguas residuales BE, seguido por el sitio donde se encuentran las aguas residuales BAG y luego el sitio PI, donde se encuentra el Frente de Máxima Turbidez.

El número promedio de MPs  $\text{ind}^{-1}$  fue de 0,43 ( $\pm 0,35$ ), variando entre 0,17 ( $\pm 0,06$ ) MPs  $\text{ind}^{-1}$  en el sitio SI y 0,7 ( $\pm 0,35$ ) MPs  $\text{ind}^{-1}$  en el sitio BAG (Fig. 8.3). El número de MPs  $\text{ind}^{-1}$  fue mayor en el sitio BAG, seguido de los sitios PI y BE.

Las diferencias en las abundancias de MP  $\text{gr}^{-1}$  y MPs  $\text{ind}^{-1}$ , entre los sitios de muestreo, no fueron estadísticamente significativas, al igual que las correlaciones entre MPs  $\text{gr}^{-1}$  y MPs  $\text{ind}^{-1}$  con los usos del suelo y las correlaciones entre los tamaños de mejillón (largo de la valva) y MPs  $\text{gr}^{-1}$ .



**Fig. 8.2** Abundancia promedio y desviación estándar de MPs gr<sup>-1</sup>, hallados en el tejido blando de los mejillones analizados en cada sitio de muestreo.

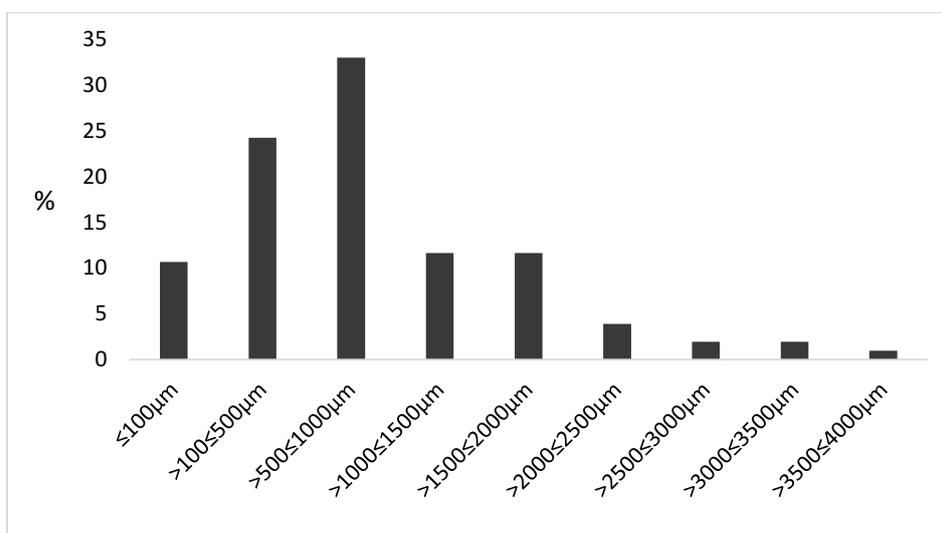


**Fig. 8.3** Abundancia promedio y desviación estándar de MPs ind<sup>-1</sup>, hallados en el tejido blando de los mejillones analizados en cada sitio de muestreo.

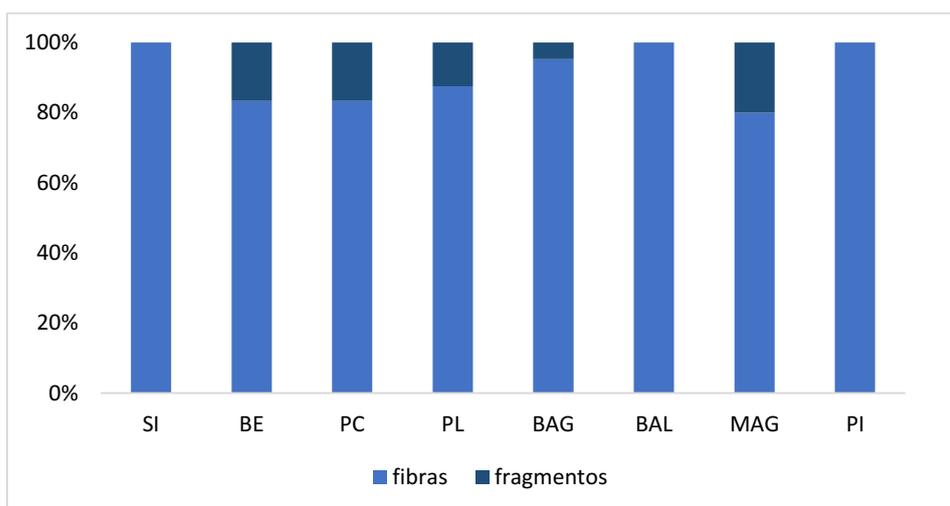
De los MPs analizados, el 68% presentó un tamaño  $\leq 1000 \mu\text{m}$ , y la categoría de MPs más frecuente fue  $> 500 \leq 1000 \mu\text{m}$  (Fig. 8.4). Los tamaños promedio de MPs fueron mayores en el sitio SI (2120  $\mu\text{m}$ ) y el sitio PI (1739  $\mu\text{m}$ ), mientras que el tamaño promedio más bajo se registró en el sitio MAG (445  $\mu\text{m}$ ). Los resultados demostraron una correlación significativa entre el tamaño de los mejillones (largo de la valva) y los tamaños de MPs ( $p < 0,05$ ;  $R = 0,623$ ). Los MPs más grandes se encontraron en los mejillones de los sitios SI y PI, donde los individuos fueron los de mayor tamaño. Mientras que en el

sitio MAG, donde el tamaño promedio de los mejillones fue uno de los más pequeños, los MPs hallados en ellos fueron los más pequeños.

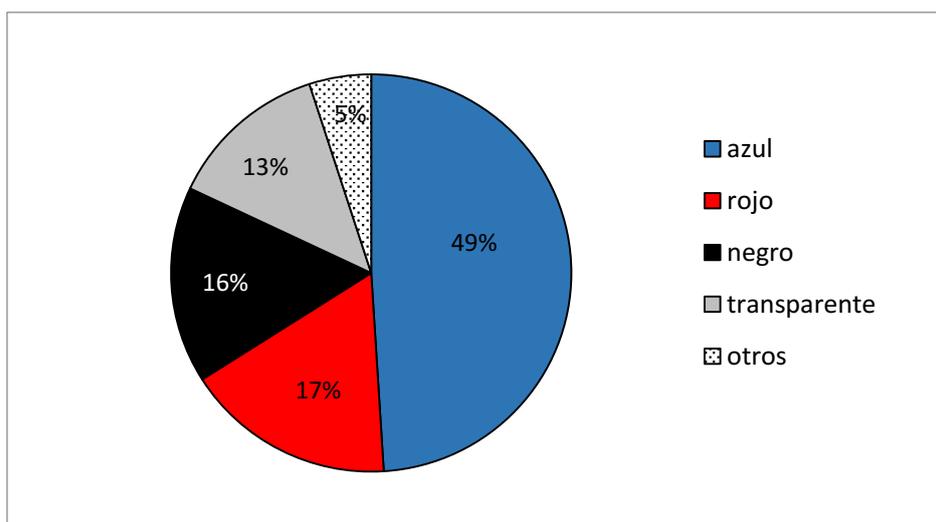
Los MPs hallados correspondieron a dos tipos: el 90% fibras y el 10% fragmentos. Las fibras estuvieron presentes en los mejillones de todos los sitios, siendo el 100% en tres sitios (SI, BAL y PI). Mientras tanto, se encontraron fragmentos en cinco sitios con valores inferiores al 20% (Fig. 8.5). De los MP analizados, el color azul fue el más frecuente (49%), seguido del rojo (17%) y el negro (16%) (Fig. 8.6 y Fig. 8.7).



**Fig. 8.4** Porcentaje de tamaños de MPs hallados en el tejido blando de los mejillones.



**Fig. 8.5** Tipos de MPs hallados en el tejido blando de los mejillones, en cada sitio de muestreo.



**Fig. 8.6** Colores de los MP's hallados en el tejido blando de los mejillones.



**Fig. 8.7** Fibras azul y roja halladas en el tejido blando de los mejillones.

#### 8.4 Discusión

El estudio presentado en este capítulo representa el primer registro, en América del Sur, sobre la presencia de MP's en *L. fortunei* y constituye una señal de advertencia para la biota de los niveles tróficos inferiores de la zona costera del estuario del Río de la Plata. Los resultados demostraron la presencia de MP's en el 96% de las muestras analizadas, siendo más abundantes los MP's ind<sup>-1</sup> en los mejillones que se encuentran cerca de las principales descargas de aguas residuales en los sitios BE y BAG y en el Frente de Máxima Turbidez en PI (Fig. 8.3). En estos tres sitios, la concentración de MP's fue hasta cuatro veces mayor que la encontrada en el sitio SI. Probablemente, las fuentes puntuales de contaminación, como las descargas de aguas residuales y la acumulación de desechos plásticos en el Frente de Máxima Turbidez (Acha et al., 2003), facilitan la captación de

MPs por parte de los mejillones que se hallan en este sector del estuario, independientemente del uso del suelo de la costa.

La abundancia promedio de MPs  $\text{gr}^{-1}$  registrada en el mejillón dorado, en este estudio, fue similar a la reportada (2,2 MPs  $\text{gr}^{-1}$ ) por Li et al. (2016) en el mejillón azul (*Mytilus edulis*), para ambientes marinos, y mayor (0,97 MPs  $\text{gr}^{-1}$ ) que la reportada por Bråte et al. (2018), en la costa de Noruega.

Con respecto a los tipos de MPs encontrados en los mejillones, se observaron fibras y fragmentos (Fig. 8.5), que son los tipos más frecuentes en mejillones, en todo el mundo (Li et al., 2019). Las fibras fueron predominantes en un 90%, similar a lo hallado por Bråte et al. (2018). Además, Qu et al. (2018), también mostraron que las fibras fueron dominantes en los mejillones marinos (*Perna viridis* y *Mytilus edulis*), en las investigaciones a campo. Estos hallazgos coinciden con los mencionados por Renzi et al. (2018), quienes descubrieron que las fibras son el único tipo de microplástico registrado en el mejillón mediterráneo *Mytilus galloprovincialis*. Según estos autores, probablemente podría deberse a la forma de este tipo de microplástico que les permite ser ingeridos por los organismos. Además, las fibras pueden quedar atrapadas en las branquias y en el hepatopáncreas, por lo que estos organismos no podrían eliminarlos fácilmente. En cuanto a los posibles efectos que pueden generar, hay estudios que afirman que las fibras causan efectos negativos en organismos como el cladocero *Daphnia magna*, aumentando su tasa de mortalidad (Jemec et al., 2016). Asimismo, las fibras son el tipo de MPs más frecuente registrado en la columna de agua del estuario del Río de la Plata (Pazos et al., 2018). Por lo tanto, la alta proporción de fibras en el medio ambiente, sumado al hecho de que estos organismos no puedan eliminarlas fácilmente, favorecería la mayor proporción de este tipo de MPs en los mejillones.

En cuanto al color de los MPs hallados en los organismos, se observó que las fibras azules fueron las más abundantes (Fig. 8.6), coincidente con lo observado por Pazos et al. (2018) en las muestras de columna de agua y en el contenido digestivo de 87 especímenes de peces costeros, en el estuario del Río de la Plata (Pazos et al., 2017). Los resultados hallados en el presente trabajo, coinciden con los presentados por Renzi et al. (2018), quienes observaron que el azul y el negro son los colores más representados en los MPs que hallaron en *M. galloprovincialis*.

Con respecto al tamaño registrado de los MPs hallados en el mejillón dorado, en este estudio, la fracción predominante fue inferior a 1000  $\mu\text{m}$  (Fig. 8.4), coincidiendo con las observaciones de Brâte et al. (2018). Considerando la variabilidad natural que existe entre las poblaciones de mejillones de diferentes sitios, los resultados mostraron una relación significativa entre los tamaños de mejillones y los tamaños de MPs hallados en ellos. Este resultado sugiere que el tamaño de los mejillones parece ser un factor que influye en el tamaño de los MPs que los individuos pueden ingerir, pero no influye en la abundancia de MPs que los mejillones acumulan.

El tamaño de los MPs es una característica relevante si consideramos que cuando los MPs ingresan al sistema costero, forman parte del plancton y pueden ser ingeridos de manera similar. Según los estudios realizados por Rojas Molina et al. (2010), la dieta de *L. fortunei* está compuesta de plancton, particularmente fitoplancton, de tamaños menores a 1200  $\mu\text{m}$ . Las tallas de los MPs halladas en este estudio coinciden con los tamaños más comunes de los organismos del plancton del que se alimenta el mejillón dorado, lo que advierte sobre la peligrosidad de este contaminante. Los mejillones pueden acumular los MPs y los contaminantes adsorbidos pueden liberarse dentro de los organismos, pasando a niveles tróficos más altos (Castro et al., 2016). Los mamíferos acuáticos, las aves y particularmente los peces, son probablemente los principales consumidores de estos mejillones (Sylvester et al., 2007). Estudios recientes han informado el consumo de *L. fortunei* por 28 especies de peces, en la cuenca del Plata (en el río Uruguay) (González-Bergonzoni et al., 2020). En diferentes zonas del estuario del Río de la Plata, los peces que consumen *L. fortunei* representan más del 50% de las especies a menudo presentes en la pesca comercial (Cataldo, 2015).

Considerando que las abundancias más altas de MPs en el mejillón dorado se encontraron en las descargas de aguas residuales y en el Frente de Máxima Turbidez, los resultados son coincidentes con lo observado en la columna de agua, en el área de estudio (Pazos et al., 2018). Probablemente, la mayor abundancia de este contaminante en el agua resulta un factor que favorece su ingesta por parte de los mejillones, durante el proceso de filtración. Sin embargo, si el tamaño pequeño de los MPs hallados en los mejillones se debe a las preferencias de tamaño de los mismos con respecto a la presa, generalmente equivalente al rango de tamaño de los organismos del plancton, o si se

debe a la cantidad de MPs disponible en el ambiente acuático, actualmente no se sabe y debe ser más estudiado (Bråte et al., 2018).

Desde la invasión de *L. fortunei* en la cuenca del Plata, su densa colonización de sustratos duros ha modificado la presencia y abundancia de varias especies de macroinvertebrados nativos, y ha homogeneizado el hábitat alterando la dieta de peces como *Leporinus obtusidens*, cuya dieta se modificó para alimentarse solamente del mejillón dorado (Global Invasive Species Database, 2020). Según Sylvester et al. (2005), en condiciones experimentales, la tasa de filtración de *L. fortunei* fluctúa entre 9,9 a 29,5 mL mg de peso seco de tejido<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>. Por lo tanto, considerando esta variable junto a la selectividad por tamaño, la alta frecuencia de hallazgos de MPs en los mejillones, la alta densidad alcanzada en la costa del Río de la Plata y los posibles depredadores, sugiere que estos factores jugarían un papel importante en la transferencia, de este contaminante, a través de la red trófica del estuario. Sin embargo, son necesarios estudios a gran escala para comprender la relación cuantitativa de los MPs en mejillones y su ambiente. Además, coincidiendo con Vandermeersch et al. (2015), se deben realizar más investigaciones para desarrollar un protocolo estandarizado para el monitoreo de MPs en mejillones.

## Capítulo 9

### Conclusiones finales

---

Los MPs han sido considerados, por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, como uno de los diez problemas emergentes, ya que se encuentran ampliamente distribuidos en diversos ecosistemas alrededor del mundo (Lithner, 2011). Tal es así, que se ha estimado que si no se toman medidas, la cantidad de plásticos que ingresan a los océanos aumente a 16 millones de toneladas, para el 2030 y cerca de 32 millones de toneladas, para el 2050. Por lo que, para ese año y en términos de peso, en los océanos habría más plásticos que peces (Neufeld et al., 2016). Asimismo, resulta importante analizar los MPs en estuarios, ya que debido a la alta urbanización e industrialización de sus costas, reciben diversos contaminantes, y son considerados la vía a través de la que circulan los mismos, desde el continente hacia los océanos. Por este motivo, es cada vez más necesario conocer la distribución de los MPs, sus fuentes, los factores que modulan su presencia en el ambiente, y qué interacciones existen con la biota en ecosistemas como los estuarios. Como parte de este desafío en la presente tesis se abordó el estudio de los MPs en tres compartimentos ambientales: columna de agua, sedimento intermareal y biota, en la Franja Costera Sur del estuario del Río de la Plata, el cual drena en el Océano Atlántico. Este objetivo general se alcanzó mediante objetivos específicos que fueron desarrollados a lo largo de los capítulos de la tesis, y para los cuales se plantearon las siguientes hipótesis particulares:

- **La cantidad y tipos de MPs presentes en la columna de agua y sedimento intermareal será diferente en sitios con distintos usos del suelo e influenciados por características inherentes a la dinámica del estuario.**
- **Los tipos de MPs presentes en la columna de agua presentan formas y tamaños similares a los organismos de la comunidad planctónica.**

De acuerdo a los resultados obtenidos en el capítulo 3, se comprobó la presencia de **MPs en la columna de agua**, en diez sitios a lo largo de 150 km de costa, compartiendo el hábitat de la comunidad planctónica del sector de agua dulce-mixohalino del estuario. La comparación entre las características (forma y tamaño) de los MPs hallados en las muestras, señala que el tipo de MPs más abundante, las fibras, se asemejan a las formas

de cadenas y filamentos del fitoplancton observado y que más del 50% del plancton constituye especímenes cuyos tamaños más frecuentes están por debajo de 500  $\mu\text{m}$ , coincidiendo con fracciones de tamaño de los MPs hallados, permitiendo no rechazar la hipótesis planteada. Por lo tanto, cuando los MPs ingresan al sistema costero, comienzan a formar parte de la comunidad planctónica, mezclándose con las fuentes de alimentación para los primeros eslabones de la cadena trófica, lo que advierte sobre la peligrosidad de este contaminante, en el medio.

Respecto a la distribución espacial, se demostró que los sitios con las mayores abundancias de MPs  $\text{m}^{-3}$  fueron los más cercanos a la ciudad de Buenos Aires y a la ciudad de La Plata, además de los sitios ubicados en las proximidades a las descargas cloacales y en el sitio que se encuentra en la zona mixohalina del estuario, por lo que no se rechaza la hipótesis planteada. Por lo que, factores como urbanización de la costa, un inadecuado tratamiento de las aguas residuales, junto con factores inherentes a la dinámica del estuario, como el Frente de Máxima Turbidez, se vinculan con las abundancias más elevadas de MPs en las aguas costeras del área de estudio. Asimismo, el deterioro de la calidad del hábitat en la costa, evaluado a través del índice del hábitat (IHRPlata), demostró una relación significativa con la abundancia de MPs. Es decir, los sitios donde la abundancia de MPs  $\text{m}^{-3}$  fue mayor, presentaron calidades del hábitat muy mala y mala, evidenciando como la introducción de infraestructura costera (escolleras, rellenos, etc.), entre otros, pueden afectar negativamente el hábitat, facilitando la acumulación de contaminantes.

De los tipos de MPs analizados en el área de estudio, las fibras fueron el tipo dominante, lo que está en concordancia con los datos reportados en la bibliografía, ya que se encuentran entre los tipos más frecuentes de desechos MPs observados en el ambiente natural (Browne et al., 2011). Esto es adjudicable al hecho que las fibras son un tipo de microplástico secundario que se desprenden, principalmente, de prendas de vestir, redes, productos de higiene personal, de alto consumo por la sociedad. En consecuencia, en zonas costeras donde ocurre la descarga de aguas residuales y en donde se practiquen actividades de pesca, es muy probable que las fibras sean el tipo de MPs dominante, en el ambiente y en la biota.

Otro de los compartimentos ambientales analizado en esta tesis, fue el **sedimento intermareal** (capítulo 4). El estuario del Río de la Plata presentó una abundancia intermedia de MPs  $m^{-2}$ , comparado con otros estudios. Los MPs presentaron una distribución espacial amplia y variable en el sector de agua dulce-mixohalino de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. Si bien se hallaron MPs en todos los sitios analizados, el sitio más próximo a la ciudad de La Plata fue el que presentó la mayor abundancia y la mayor diversidad de tipos de MPs, identificando a esta zona de la costa como un sector de acumulación de MPs, por lo que no se rechaza la hipótesis planteada. Además, este sitio presentó una mala calidad del hábitat costero y diversas fuentes terrestres de plásticos, evaluados mediante el índice del hábitat (IHRPlata) y el índice LBS, respectivamente. Los resultados de este capítulo revelaron los diversos tipos de MPs presentes en la costa del estuario y aunque los predominantes fueron fibras y fragmentos (MPs secundarios), como en la columna de agua, el tercer tipo más abundante fueron los pellets (MPs primarios). Si bien las fuentes de ingreso de los MPs secundarios son más diversas, las de los pellets suelen estar restringidas a los efluentes de industrias o derrames industriales. En el área de estudio, los pellets fueron hallados en el 40 % de los sitios analizados, en los que hay una gran urbanización e industrialización, pero también en un sitio ubicado en una reserva natural y en aquel ubicado en el Frente de Máxima Turbidez del estuario. Es decir, los pellets pueden haber alcanzado estas zonas por las corrientes de circulación, enfatizando de este modo la potencialidad de los MPs de ser transportados en los ambientes acuáticos. Otro de los resultados, reveló que los tamaños más abundantes de los MPs hallados en el sedimento fue entre  $> 500 \leq 1000 \mu m$ , al igual que en la columna de agua y en coincidencia con la bibliografía (Browne et al., 2010).

- **La distribución temporal de MPs en la costa es modulada por variables ambientales, como la granulometría y variables hidrodinámicas y meteorológicas.**

El análisis de la **distribución temporal de MPs** en un sitio costero del estuario y las variables hidrológicas y meteorológicas que modulan su distribución, reveló la presencia de MPs en la columna de agua y en el sedimento intermareal, en los doce meses analizados (capítulo 5). Los resultados demostraron que el predominio del viento favorece la acumulación de MPs, en el caso analizado, los provenientes del NE,

favorecieron la acumulación de los MPs en el sedimento, mientras que el viento del NO, se asoció con una menor abundancia de MPs en la columna de agua. Otro factor ambiental que se comprobó que regula la distribución de los MPs, fue la composición granulométrica del sedimento del sitio analizado, ya que las fracciones de grano de tamaño mayor se relacionaron con una menor acumulación de MPs, en este compartimento. Los resultados obtenidos, permitieron no rechazar la hipótesis planteada para esta investigación, ya que de todas las variables analizadas, se comprobó que el viento y la granulometría son factores que influyen en la abundancia y distribución de los MPs. El enfoque y la escala del presente estudio, permitió conocer la distribución temporal de los MPs, en relación a factores hidrológicos y meteorológicos, demostrando que resulta más efectivo que el enfoque estacional ya que ocurren variaciones en cortos períodos de tiempo, que permiten un diagnóstico más acertado de la distribución de MPs.

El análisis de los tipos de polímeros que componen los MPs se utiliza para estimar las posibles fuentes de este contaminante. En el capítulo 5 se analizó la composición química de submuestras de MPs hallados en el sedimento intermareal, identificando dos polímeros: polietileno (PE) y polipropileno (PP), los cuales son los más registrados en los ambientes marinos. Probablemente, la causa sea que ambos polímeros componen objetos ampliamente utilizados como bolsas, botellas, envases de alimentos, entre otros y suelen ser descartados muy rápidamente. Por lo tanto, el masivo uso de los mismos y una gestión ineficaz de sus residuos, genera la consecuencia de su ingreso en los ecosistemas acuáticos. El sitio analizado en esta tesis (Punta Lara), afectado por un uso recreativo de la costa y, además, por recibir la descarga, aguas arriba, de un arroyo que recoge aguas residuales de zonas urbanizadas del partido de La Plata, acumuló MPs con el predominio de fibras, fragmentos y films. En consecuencia, estos factores favorecerían la presencia de los plásticos, de los polímeros más comúnmente utilizados y de diversos tipos de MPs, como se observó a lo largo de todos los meses analizados.

- **Los MPs constituyen un microhábitat propicio para el desarrollo del biofilm.**
- **Los MPs presentes en el sedimento intermareal, de la costa del Río de la Plata, son capaces de albergar bacterias indicadoras de contaminación fecal,**

**siendo desigual la cantidad de MPs contaminados por estos indicadores fecales, a lo largo de la costa.**

Una de las interacciones que ocurren entre los organismos y los MPs, en los ecosistemas acuáticos, es que estos últimos son **colonizados** por microorganismos, proceso que fue analizado en el capítulo 6. Mediante una experiencia de laboratorio se observó que los MPs proveen un sustrato propicio para el desarrollo del biofilm durante un lapso de tiempo equivalente al tiempo de residencia del agua, en el sector de agua dulce del estuario (35 días). Los resultados revelaron una rápida formación de la plastisfera, que fue más abundante y diversa hacia el final del período de la experiencia de colonización. Este proceso transforma a los MPs modificando su aspecto original, otorgándoles una apariencia similar a otras fuentes de alimento para distintos integrantes de la cadena trófica de la costa del estuario, poniendo en evidencia el riesgo para la biota de este ecosistema.

La formación de la plastisfera además puede albergar organismos patógenos o de interés sanitario. En la Franja Costera Sur se analizó la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal (*E. coli* y Enterococos), en MPs acumulados en el sedimento intermareal, en siete sitios. Según los resultados, la frecuencia de MPs con presencia de *E. coli* y Enterococos fue mayor en los dos sitios donde se ubican las descargas cloacales y en un sitio que recibe la influencia de cuencas altamente contaminadas, tales como el río Matanza-Riachuelo y los canales Santo Domingo y Sarandí. La contaminación de los MPs puede ocurrir mientras permanecen en el agua contaminada, pero también cuando permanecen depositados en el sedimento intermareal y quedan sumergidos bajo la marea. Este último proceso es altamente probable, ya que el sedimento superficial del área de estudio tiene la capacidad de retener y concentrar los microorganismos indicadores de contaminación fecal. También, es reconocido que ciertas características de los MPs, como el grado de desgaste y el color, pueden influir en el ensamble bacteriano que se forma, y a pesar de que en el estudio se hallaron cantidades desiguales de tipos y colores de MPs, la mayor frecuencia de MPs colonizados por *E. coli* y Enterococos, correspondió a fragmentos azules. Los resultados alcanzados en el capítulo 6, permiten no rechazar las hipótesis planteadas para este estudio.

La información proporcionada por este estudio advierte sobre riesgos adicionales asociados a los restos plásticos en la costa del estuario del Río de la Plata y la necesidad de profundizar las investigaciones vinculadas con esta temática.

- **La presencia de MPs en el tracto digestivo de peces, del sector costero, depende de las consecuencias de la urbanización en la costa y del hábito alimentario de las especies.**

Otra de las amenazas que sufre la biota del estuario, debido a la presencia de MPs, principalmente, a causa de su pequeño tamaño, el cual favorece su biodisponibilidad, es la ingestión de los mismos. En el capítulo 7, se analizó la **presencia de MPs en peces costeros** a lo largo de seis sitios, hallándose este contaminante en el 100 % de los individuos. Los ejemplares capturados, en el sitio expuesto a la descarga de agua residual de la región, son los que presentaron la mayor abundancia de MPs ind<sup>-1</sup>, posicionándola como una fuente puntual de MPs. En concordancia con los resultados observados en los compartimentos ambientales, se hallaron dos tipos de MPs: fragmentos y fibras, siendo estas últimas las dominantes, al igual que los MPs de color azul. Como ya se ha mencionado precedentemente, no sólo son el tipo de MPs más frecuentemente hallado en muestras de la columna de agua y de sedimentos, sino también en la biota. Un problema emergente reconocido, en este campo, es que ciertos materiales fibrosos nanoscópicos y microscópicos podrían provocar carcinogénesis y fibrosis, mientras que piezas del mismo material en forma de partículas a menudo son benignas. Por lo que independientemente de la composición, la forma de los MPs parece influir negativamente en los organismos.

En el estudio no se observaron relaciones entre la abundancia de MPs con respecto a los hábitos alimentarios de los peces o la talla de los mismos (largo total y peso), lo que sugiere que la disponibilidad ambiental de MPs parece ser de mayor importancia para explicar las diferencias encontradas, entre los ejemplares de los distintos sitios analizados.

De acuerdo a los resultados obtenidos no se rechaza la hipótesis de que la abundancia de MPs, en los peces, depende de los usos del suelo, pero sí es rechazada aquella vinculada a que los hábitos alimentarios de los mismos influyen.

- **La presencia de MPs en el tejido blando de mejillones (*Limnoperna fortunei*), del sector costero, depende de los usos del suelo en la costa, de características inherentes a la dinámica estuarial y su cantidad será dependiente del tamaño de los mejillones.**

A causa de la biodisponibilidad en el ambiente de los MPs, también pueden ser ingeridos por organismos de los niveles tróficos inferiores. En el capítulo 8 se estudió la presencia de MPs en el tejido blando del mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), en ocho sitios de muestreo. Se hallaron MPs en el 96 % de las muestras analizadas, correspondiendo a fibras y fragmentos. Coincidiendo con el resto de los estudios realizados en esta tesis, las fibras y el color azul de los MPs fueron los dominantes. Por otra parte, el tamaño de los MPs hallados fue similar a los tamaños hallados en la columna de agua. Si bien no hubo diferencias significativas entre los mejillones de los sitios analizados, los MPs ind<sup>-1</sup> fueron más abundantes en los sitios que se encuentran cerca de las principales descargas de aguas residuales y en el Frente de Máxima Turbidez. Otra observación, a partir de los resultados, fue que se demostró que existe una relación significativa entre el tamaño de los mejillones y el de los MPs hallados en ellos, pero no con la abundancia de MPs acumulados. La mayor proporción de los MPs hallados, correspondió a los de tamaños similares a los organismos del plancton que constituyen la dieta de *L. fortunei*, confirmando que una vez que los MPs ingresan al ambiente acuático integran la comunidad planctónica y pueden ser fácilmente ingeridos por los organismos que se alimentan de ella. Según los resultados observados, se rechaza la hipótesis planteada, ya que, a pesar de la tendencia observada, estadísticamente no se identificaron diferencias significativas, entre las poblaciones de mejillones de los distintos sitios analizados y no hubo una correlación entre la abundancia de MPs y el tamaño de los individuos.

Considerando la alta frecuencia de MPs hallados en los mejillones, la alta densidad alcanzada en la costa del Río de la Plata y sus posibles depredadores, son factores que implican un rol importante en la transferencia de este contaminante a través de la red trófica del estuario. Asimismo, es necesario realizar más estudios para considerar a *L. fortunei* como un bioacumulador, para el estudio de los MPs, ya que su hábito de

alimentación y que sea un organismo sésil y de amplia distribución en el área de estudio, son características que lo hacen adecuado para tal fin.

De las características de los MPs hallados a lo largo de los estudios realizados en la tesis, se observó que el tipo y el color más abundante coincidieron en todos los compartimentos analizados. Como se ha expresado, los tipos de MPs dominantes fueron las fibras, mientras que el color dominante fue el azul. Habiendo ya discutido los motivos más probables de la abundancia de las fibras en el área de estudio y siendo lo más reportado en la bibliografía, resulta que el color azul también es una de las características más comunes de los MPs hallados en los ambientes acuáticos. Considerando estos resultados y lo registrado en la bibliografía, se debe profundizar en las fuentes de MPs, sus implicancias, efectos y sus características, en el estuario del Río de la Plata.

### **Consideraciones finales**

Aunque los MPs y sus efectos son y siguen siendo estudiados en los ambientes, es necesario comprender el efecto de los restos plásticos, incluyendo los MPs, a nivel de servicios ecosistémicos y el impacto social y económico que generan. Por mencionar algunos, según Beaumont et al. (2019), los restos plásticos tienen el potencial de reducir la eficiencia, productividad y seguridad de las pesquerías comerciales y la acuicultura, ya que resultan altamente vulnerables al impacto de estos contaminantes. Otro aspecto social de los restos plásticos es en relación a las actividades recreativas, ya que los usuarios de los ambientes costeros están a menudo expuestos a este contaminante, lo que genera un malestar y puede ser motivo por el que no visiten dichos ambientes (Hartley et al., 2013). Como consecuencia puede generar costos económicos por la limpieza o pérdida de ingresos por turismo, además de que los usuarios puedan tener consecuencias físicas y sanitarias directas (Santos et al., 2005). Los restos plásticos son un factor estresante para los ecosistemas, que pueden actuar en conjunto con otros estresores ambientales como los derivados de otros contaminantes, el cambio climático, y la sobreexplotación de los recursos, por lo que los impactos acumulativos, de estos estresores, pueden provocar daños mucho mayores (Beaumont et al., 2019).

Según Rochman et al. (2019), se debería considerar a los MPs como un conjunto o clase de contaminantes, de la misma manera que se hace con los pesticidas o metales traza, por ejemplo. Es decir, los MPs son muy diversos, provienen de diferentes tipos de productos, incluyen una amplia gama de tamaños por debajo de los 5 mm, además de colores y morfologías. Por otro lado, están compuestos por varios polímeros y contienen distintos aditivos químicos. Por lo que, estos autores destacan, la importancia de tener en cuenta esta diversidad, para comprender las fuentes desde donde ingresan a los ecosistemas, su destino en agua, sedimentos y organismos, y su grado de toxicidad.

La alta ocupación poblacional, las actividades recreativas, portuarias y de pesca que se desarrollan en la costa del estuario, además de las descargas de efluentes cloacales, actúan como fuentes de MPs, a lo largo de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, modulando su distribución en los distintos compartimentos analizados (columna de agua, sedimento intermareal y biota). Además, se suma un factor inherente al estuario, como es la presencia del Frente de Máxima Turbidez que funciona como una zona de acumulación de este contaminante, por lo que en este ecosistema hay que considerar tanto los factores antrópicos como los naturales, para el estudio de los MPs. Por otro lado, es importante comprender que, además, juegan un rol muy importante en la distribución de los MPs, las variables meteorológicas y el tipo de sustrato de la costa. Además, se debe considerar a los MPs como potenciales vectores de microorganismos de interés sanitario para la salud.

Considerar las características y propiedades de los MPs, junto con las posibles fuentes de aporte al ecosistema y las variables ambientales que se relacionan con su distribución en el hábitat y en los organismos, será clave para establecer el riesgo ambiental potencial de las áreas costeras y, en último fin, para contribuir al establecimiento de las bases técnicas de la reglamentación de control de este contaminante en este y en otros estuarios, a nivel regional.

## Publicaciones científicas del trabajo de tesis

---

### (Capítulo 3)

-Pazos, R. S., Bauer, D. E., Gómez, N. 2018. Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America). *Environmental Pollution*, 243(A), 134-142.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.064>

### (Capítulo 6)

-Pazos, R. S., Suárez, J. C., Gómez, N. 2020. Study of the plastisphere: biofilm development and presence of faecal indicator bacteria on microplastics from the Río de la Plata estuary. *Revista Ecosistemas*, 29(3).

<https://doi.org/10.7818/ECOS.2069>

### (Capítulo 7)

-Pazos, R. S., Maiztegui, T., Colautti, D. C., Paracampo, A. H., Gómez, N. 2017. Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2), 85-90.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>

### (Capítulo 8)

-Pazos, R. S., Spaccesi, F., Gómez, N. 2020. First record of microplastics in the mussel *Limnoperna fortunei*. *Regional Studies in Marine Science*, 38, 101360.

<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101360>

## Bibliografía

- AA, AGOSBA, ILPLA, SHN. 1997. Calidad de las aguas de la franja costera sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena). Consejo Permanente para el monitoreo de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata, Buenos Aires.
- Acha, E. M., Mianzan, H. W., Iribarne, O., Gagliardini, D. A., Lasta, C., Daleo, P. 2003. The role of the Río de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Marine Pollution Bulletin*, 46(2), 197-202.
- Acha, E. M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J., Giberto, D., Montoya, N., Carignan, M. 2008. An overview of physical and ecological processes in the Rio de la Plata Estuary. *Continental shelf research*, 28(13), 1579-1588.
- AGOSBA – OSN – SIHN. 1992. Río de la Plata. Calidad de las aguas Franja Costera Sur (San Isidro-Magdalena). Informe de Avance: 53 p
- Alfonso, M. B., Arias, A. H., Piccolo, M. C. 2020a. Microplastics integrating the zooplanktonic fraction in a saline lake of Argentina: influence of water management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(2), 1-10.
- Alfonso, M. B., Scordo, F., Seitz, C., Manstretta, G. M. M., Ronda, A. C., Arias, A. H., Tomba, J.P., Silva, L.I., Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C. 2020b. First evidence of microplastics in nine lakes across Patagonia (South America). *Science of the Total Environment*, 139385.
- Ali, R., Shams, Z. I. 2015. Quantities and composition of shore debris along Clifton Beach, Karachi, Pakistan. *Journal of coastal conservation*, 19(4), 527-535.
- Aliani, S., Griffa, A., Molcard, A. 2003. Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 46(9), 1142-1149.
- Almirón, A., Casciotta, J., Ciotek, L., Giorgis, P. 2008. Guía de los peces del Parque Nacional Pre-Delta. Buenos Aires: Administración de Parques Nacionales; 216 p.
- Amaral-Zettler, L. A., Zettler, E. R., Slikas, B., Boyd, G. D., Melvin, D. W., Morrall, C. E., Proskurowski, G., Mincer, T.J. 2015. The biogeography of the Plastisphere: implications for policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(10), 541-546.
- Amaral-Zettler, L. A., Zettler, E. R., Mincer, T. J. 2020. Ecology of the plastisphere. *Nature Reviews Microbiology*, 18, 139–151.
- American Public Health Association (APHA), 1998. In: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, twentieth ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington DC.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R. 2008. PERMANOVA+ for *PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Andrady, A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605.

- Andrady, A. L. 2015. *Plastics and environmental sustainability*; Wiley: Hoboken, NJ; ISBN: 978-1-118-31260-5. p352
- Andrady, A. L. 2017. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12-22.
- Arias, A. H., Ronda, A. C., Oliva, A. L., Marcovecchio, J. E. 2019. Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca estuary in Argentina, South America. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 102(6), 750-756.
- Arias-Andres, M., Klümper, U., Rojas-Jimenez, K., Grossart, H. P. 2018. Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution*, 237, 253-261.
- Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. (eds) In: Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30; 2009. p. 49.
- Avio, C. G., Gorbi, S., Regoli, F. 2015. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: first observations in commercial species from Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, 111, 18-26.
- Azpelicueta, M., M, Braga L. 1991. Los curimátidos en Argentina. En: Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, Z. A. de Castellanos (dir.), PROFADU-CONICET, La Plata, Argentina 40(1), 1-55.
- Bakir, A., Rowland, S. J, Thompson, R. C. 2012. Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 64(12), 2782-2789.
- Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C. 2014. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution*, 185, 16-23.
- Ballent, A., Pando, S., Purser, A., Juliano, M. F., Thomsen, L. 2013. Modelled transport of benthic marine microplastic pollution in the Nazaré Canyon. *Biogeosciences*, 10(12), 7957-7970.
- Bancin, L. J., Walther, B. A., Lee, Y. C., Kunz, A. 2019. Two-dimensional distribution and abundance of micro- and mesoplastic pollution in the surface sediment of Xialiao Beach, New Taipei City, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 75-85.
- Barlett, M.S. 1947. The use of transformations. *Biometrics* 3: 39-52.
- Barletta, M., Costa, M.F. 2009. Living and non-living resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Coastal Research*, 56(56), 371-375.
- Barletta, M., Dantas, D.V. 2016. Environmental gradients. In: Kennish, M.J. (Ed.), *Encyclopedia of Estuaries*. Springer, New Jersey, USA, pp. 237-241.

- Barletta, M. 2019. Sampling strategy to conduct studies on spatial and temporal contamination of microplastics in estuarine ecosystems. In Babel, S., Haarstrick, A., Babel, M. S., Sharp, A. (Eds.), *Water Perspectives in Emerging Countries Focus Issue – Microplastics in the Water Environment*. Island of Koh Samui, Thailand. 43-53.
- Barnes, D. K. A, Fraser, K. P. P. 2003. Rafting by five phyla on man-made flotsam in the Southern Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 262, 289-291.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998
- Batel, A., Linti, F., Scherer, M., Erdinger, L., Braunbeck, T. 2016. Transfer of benzo[a]pyrene from microplastics to *Artemia nauplii* and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1656–1666.
- Bauer, D.E., Gómez, N., Hualde, P. R. 2007. Biofilms coating *Schoenoplectus californicus* as indicators of water quality in the Río de la Plata Estuary (Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 133, 309–320.
- Beaumont, N. J., Aanesen, M., Austen, M. C., Börger, T., Clark, J. R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P.K., Pascoe, C., Wyles, K.J. 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 189-195.
- Benton, T. G. 1995. From castaways to throwaways: marine litter in the Pitcairn Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*, 56(1-2), 415-422.
- Besley, A., Vijver, M.G., Behrens, P., Bosker, T. 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 77–83.
- Betts, K. 2008. Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environmental Science & Technology*, 42, 8995.
- Blettler, M. C., Ulla, M. A., Rabuffetti, A. P., Garello, N. 2017. Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(11), 581.
- Blettler, M. C., Abrial, E., Khan, F. R., Sivri, N., Espinola, L. A. 2018. Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. *Water research*, 143, 416-424.
- 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, 113348.

- Blumenröder, J., Sechet, P., Kakkonen, J. E., Hartl, M. G. 2017. Microplastic contamination of intertidal sediments of Scapa Flow, Orkney: a first assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 112-120
- Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., Moore, C. J. 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), 2275-2278.
- Boltovskoy, D., Correa, N. 2015. Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiologia*, 746(1), 81–95
- Boucher, J., Friot, D. 2017. Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. Gland. IUCN, Switzerland, p. 43.
- Boulos, L., Prévost, M., Barbeau, B., Coallier, J., Desjardins, R. 1999. LIVE/DEAD® BacLight™: application of a new rapid staining method for direct enumeration of viable and total bacteria in drinking water. *Journal of Microbiological Methods*, 37(1), 77-86.
- Bourrelly, P. 1972. Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. I. Les algues vertes. Boubée & Cie. Paris.
- Braga, L. 1994. Los Characidae de Argentina de las subfamilias Cynopotaminae y Acestrorhynchinae. En: Fauna de Agua Dulce de la República. Argentina, Z. A. de Castellanos (dir.), PROFADU-CONICET, La Plata, Argentina 40(6), 1–45.
- 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, 383–393.
- Brillant, M. G. S., MacDonald, B. A. 2000. Postingestive selection in the sea scallop, *Placopecten magellanicus* (Gmelin): the role of particle size and density. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 253(2), 211-227.
- Brown, J. M., Davies, A. G. 2010. Flood/ebb tidal asymmetry in a shallow sandy estuary and the impact on net sand transport. *Geomorphology*, 114(3), 431-439.
- Browne, M. A., Chapman, M. G., Thompson, R. C., Amaral-Zettler, L. A., Jambeck, J., Mallos, N. J. 2015. Spatial and temporal patterns of stranded intertidal marine debris: is there a picture of global change? *Environmental Science & Technology*, 49(12), 7082-7094.
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, 45(21), 9175–9179.
- 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), 5026-5031.

- Browne, M.A., Galloway, T., Thompson, R. 2007. Microplastic – an emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(4), 559–561.
- Browne, M. A., Galloway, T. S., Thompson, R. C. 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science & Technology*, 44(9), 3404-3409.
- Bryant, J. A., Clemente, T. M., Viviani, D. A., Fong, A. A., Thomas, K. A., Kemp, P., Karl, D.M., White, A.E., DeLong, E.F. 2016. Diversity and activity of communities inhabiting plastic debris in the North Pacific Gyre. *MSystems*, 1(3), e00024-16.
- Carpenter, E.J., Anderson, S.J., Harvey, G.R., Miklas, H.P., Peck, B.B. 1972. Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 178, 749-750.
- Carpenter, E. J., Smith, K. L. 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175(4062), 1240-1241.
- Casciotta, J. R., Almiron A., Bechara J. 2005. Peces del Ibera. La Plata: Habitat y Diversidad; 244p.
- Castro, R. O., Silva, M. L., Marques, M. R. C., de Araújo, F. V. 2016. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 555-558.
- Cataldo, D. 2015. Trophic relationships of *Limnoperna fortunei* with adult fishes. In: Boltovskoy, D. (ed.), *Limnoperna Fortunei. The Ecology, Distribution and Control of a Swiftly Spreading Invasive Fouling Mussel*, 231-248.
- Chae, D. H., Kim, I. S., Kim, S. K., Song, Y. K., Shim, W. J. 2015. Abundance and distribution characteristics of microplastics in surface seawaters of the Incheon/Kyeonggi coastal region. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 269-278.
- Christaki, U., Dolan, J. R., Pelegri, S., Rassoulzadegan, F. 1998. Consumption of picoplankton-size particles by marine ciliates: Effects of physiological state of the ciliate and particle quality. *Limnology and Oceanography*, 43(3), 458-464.
- Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K., Janssen, C. R. 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10), 2199-2204.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.
- Cochran, W.G. 1947. Some consequences when the assumptions for the analysis of variance are not satisfied. *Biometrics*, 3, 22-38
- Coelho-Botelho, M.J. 2003. Dinâmica da Comunidade Zooplanctônica e sua Relação com o Grau de Trofia em Reservatórios. *IV Simpósio e IV Reunião e Avaliação do Programa Biota/FAPESP. CETESB*.

- Colautti, D. C. 1997. Ecología de la carpa *Cyprinus carpio*, en la cuenca del Río Salado, Provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, 215 p.
- Colautti, D. C. 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. *Revista de Ictiología*, 6(1/2), 17-23.
- Cole, M. 2016. A novel method for preparing microplastic fibers. *Scientific Reports*, 6, 34519.
- Cole, M., Lindeque, P. K., Fileman, E., Clark, J., Lewis, C., Halsband, C., Galloway, T. S. 2016. Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets. *Environmental Science & Technology*, 50(6), 3239-3246.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588-2597.
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P. K., Fileman, E. S., Halsband, C., Galloway, T. S. 2014. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific Reports*, 4, 4528.
- Colombo, J.C., Bilos, C., Remes Lenicov, M., Colautti, D., Landoni, P., Brochu, C. 2000. Detritivorous fish contamination in the Rio de la Plata estuary. A critical accumulation pathway in the cycle of anthropogenic compounds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(6),1139-1150.
- Colombo, J.C., Cappelletti, N., Migoya, M.C., Skorupka, Speranza, E. 2007. Bioaccumulation of anthropogenic contaminants by detritivorous fish in the Rio de la Plata estuary: 2-Polychlorinated biphenyls. *Chemosphere*, 69(8), 1253-1260.
- Corrêa, F., Piedras, S. R. N. 2009. Alimentação de *Hoplias aff malabaricus* (Bloch, 1794) e *Oligosarcus robustus* Menezes, 1969 em uma lagoa sob influência estuarina, Pelotas, RS. *Biotemas*, 22,121-128.
- Costa, M. F., Barletta, M. 2015. Microplastics in coastal and marine environments of the western tropical and sub-tropical Atlantic Ocean. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(11), 1868-1879.
- Costa, M. F., Silva-Cavalcanti, J. S., Barbosa, C. C., Portugal, J. L., Barletta, M. 2011. Plastics buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. *Journal of Coastal Research*, ST 64, 339-343.
- Costerton, J.W., Lewandowski, Z., Caldwell, D.E., Korber, D.R., Lappin-Scott, H.M. 1995. Microbial biofilms. *Annual Review of Microbiology*, 49, 711-745.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma Á.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M. 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239-10244.

- Crawford, C.B., Quinn, B. 2017. *Microplastic Pollutants*. Elsevier. 336p.
- Crew, A., Gregory-Eaves, I., Ricciardi, A. 2020. Distribution, abundance, and diversity of microplastics in the upper St. Lawrence River. *Environmental Pollution*, 260, 113994.
- Critchell, K., Grech, A., Schlaefer, J., Andutta, F. P., Lambrechts, J., Wolanski, E., Hamann, M. 2015. Modelling the fate of marine debris along a complex shoreline: Lessons from the Great Barrier Reef. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167(B), 414-426.
- Critchell, K., Lambrechts, J. 2016. Modelling accumulation of marine plastics in the coastal zone; what are the dominant physical processes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 171, 111-122.
- Curren, E., Leong, S. C. Y. 2019. Profiles of bacterial assemblages from microplastics of tropical coastal environments. *Science of the total environment*, 655, 313-320.
- Cyrus, D.P., Blaber, S.J.M. 1983. The food and feeding ecology of Gerreidae, Bleeker 1859, in the estuaries of Natal. *Journal of Fish Biology*, 22(4), 373-393.
- Dalrymple, R. W., Zaitlin, B. A., Boyd, R. 1992. Estuarine facies models; Conceptual basis and stratigraphic implications. *Journal of Sedimentary Petrology*, 62(6), 1130-1146.
- Daniels, C.A. 1989. *Polymers: structure and properties*. Technomic Publishing Company, Inc.
- 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.
- Darrigran, G., Damborenea, C., Penchaszadeh, P., Taraborelli, C. 2003. Adjustments of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) after ten years of invasion in the Americas. *Journal of Shellfish Research*, 22(1), 141-146.
- De Tender, C. A., Devriese, L. I., Haegeman, A., Maes, S., Ruttink, T., Dawyndt, P. 2015. Bacterial community profiling of plastic litter in the Belgian part of the North Sea. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9629-9638.
- 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.
- Debrot, A.O., Tiel, A.B., Bradshaw, J.E. 1999. Beach debris in Curaçao. *Marine Pollution Bulletin*, 38(9), 795-801.
- Dekiff, J. H., Remy, D., Klasmeier, J., Fries, E. 2014. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. *Environmental Pollution*, 186, 248-256.
- Derraik, J.G.B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842-852.

- Desikachary, T. V. 1959. Cyanophyta. 686 pp. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi.
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Tassin, B. 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, 453-458.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B. 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1-2), 290-293.
- Dussud, C., Meistertzheim, A. L., Conan, P., Pujó-Pay, M., George, M., Fabre, P., Coudane, J., Higgs, P., Elineau, A., Pedrotti, M.L., Gorsky, G., Ghiglione, J.F. 2018. Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environmental Pollution*, 236, 807-816.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., Aldridge, D. C. 2015. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63-82.
- Eisénhart, C. 1947. The assumptions underlying the analysis of variance. *Biometrics*, 3, 1-21.
- Eisma, D., Cadeé, G.C. 1991. 13 particulate matter processes in estuaries. In: Degens, E.T., Kempe, S., Richey, J.E. (Eds.), *Biogeochemistry of Major World Rivers*, SCOPE Report 42, John Wiley & Sons, New York, Chapter 13, 284-296.
- Enders, K., Lenz, R., Stedmon, C. A., Nielsen, T. G. 2015. Abundance, size and polymer composition of marine microplastics  $\geq 10 \mu\text{m}$  in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), 70-81.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S. 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2), 177-182.
- Eriksen, M., Thiel, M., Lebreton, L. 2016. Nature of plastic marine pollution in the subtropical gyres. Takada, H., Karapanagioti, K. (eds.) In *Hazardous chemicals associated with plastics in the marine environment*. Hdb. Env. Chem. 135-162. Springer
- Fendall, L.S., Sewell, M.A. 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1225-1228.
- Ferreira, G.V., Barletta, M., Lima, A.R., Dantas, D.V., Justino, A.K., Costa, M.F. 2016. Plastic debris contamination in the life cycle of Acoupa weakfish (*Cynoscion acoupa*) in a tropical estuary. *ICES Journal of Marine Science*, 73, 2695-2707.
- Fernández Severini, M. D., 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, 100829.

-Fleet, D., Van Franeker, J., Dagevos, J., Hougee, M. 2009. Marine Litter. Thematic Report No. 3.8. In: Marencic, H., Vlas, J. de (eds.). Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany, 11 pp

-Foekema, E.M., De Gruijter, C., Mergia, M.T., van Franeker, J.A., Murk, A.J., Koelmans, A.A. 2013. Plastic in north sea fish. *Environmental Science & Technology*, 47(15), 8818–8824.

-Fok, L., Cheung, P. K. 2015. Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2), 112-118).

-Folk, R.L. 1980. Petrology of Sedimentary Rocks. Austin, Tex: Hemphill Pub. Co.

-Fossati, M., Piedra-Cueva, I. 2013. A 3D hydrodynamic numerical model of the Río de la Plata and Montevideo's coastal zone. *Applied Mathematical Modelling*, 37(3), 1310-1332.

-Fossati, M., Santoro, P., Mosquera, R., Martínez, C., Ghiardo, F., Ezzatti, P., F. Pedocchi, Piedra-Cuevai, I. 2014. Dinámica de flujo, del campo salino y de los sedimentos finos en el Río de la Plata. *Ribagua*, 1(1), 48-63.

-Fotopoulou, K. N., Karapanagioti, H. K. 2012. Surface properties of beached plastic pellets. *Marine Environmental Research*, 81, 70-77.

-Foulon, V., Le Roux, F., Lambert, C., Huvet, A., Soudant, P., Paul-Pont, I. 2016. Colonization of polystyrene microparticles by *Vibrio crassostreae*: light and electron microscopic investigation. *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10988-10996.

-Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., Boldgiv, B. 2014. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 156-163.

-FREPLATA, 2005. Análisis Diagnóstico Transfronterizo del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Hábitats. Documento Técnico. Proyecto PNUD/GEF RLA/99/G31. Montevideo, Uruguay.

-Frère, L., Maignien, L., Chalopin, M., Huvet, A., Rinnert, E., Morrison, H., Kerninon, S., Cassone, A.-L., Lambert, L., Reveillaud, J., Paul-Pont, I. 2018. Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size. *Environmental Pollution*, 242(A), 614-625.

-Frère, L., Paul-Pont, I., Rinnert, E., Petton, S., Jaffré, J., Bihannic, I., Soudant, P., Lambert, C., Huvet, A. 2017. Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: a case study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environmental Pollution*, 225, 211-222.

- 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., Gerds, G. 2018. Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. JPI-Oceans BASEMAN project, 24 pp.
- Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. V., Viñas, L. 2018. Synthetic microfibers in the marine environment: a review on their occurrence in seawater and sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 365-376.
- Galgani, F., Claro, F., Depledge, M., Fossi, C. 2014. Monitoring the impact of litter in large vertebrates in the Mediterranean Sea within the European Marine Strategy Framework Directive (MSFD) constraints, specificities and recommendations. *Marine Environmental Research*, 100, 3-9.
- Galgani, F., Hanke, G., Maes, T. 2015. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. In: Bergmann M., Gutow L., Klages M. (eds) *Marine Anthropogenic Litter*, (pp. 29-56). Springer, Cham.
- Gallagher, A., Rees, A., Rowe, R., Stevens, J., Wright, P. 2016. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: an initial assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 102(2), 243-249.
- Gealh, A. M., Hahn, N. S. 1998. Alimentação de *Oligosarcus longirostris* Menezes & Gery (Osteichthyes, Acestorhynchinae) do reservatório de Salto Segredo, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(4), 985-993.
- GESAMP, 2015. "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment" (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.
- Global Invasive Species Database, 2020. Species profile: *Limnoperna fortunei*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=416>
- Goldstein, M. C., Titmus, A. J., Ford, M. 2013. Scales of spatial heterogeneity of plastic marine debris in the northeast Pacific Ocean. *PloS one*, 8(11), e80020.
- Gómez, N., Licursi, M., Hualde, R. R. 2003. Epiphytic algae on the bulrush (*Scirpus californicus* (Mey) Steud) in the Río de la Plata (Argentina): structure and architecture. *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband*, 147(3-4), 231-247.
- Gómez, N., Licursi, M., Cocherro, J. 2009. Seasonal and spatial distribution of the microbenthic communities of the Rio de la Plata estuary (Argentina) and possible environmental controls. *Marine Pollution Bulletin*, 58(6), 878-887.
- Gómez, N., Licursi, M., Bauer, D. E., Ambrosio, E. S., Rodrigues Capítulo, A. 2012. Assessment of biotic integrity of the coastal freshwater tidal zone of a temperate estuary of South America through multiple indicators. *Estuaries and Coasts*, 35, 1328-1339.

- Gómez, N., Cochero, J. 2013. Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecología Austral*, 23(1), 18-26.
- Gómez, N. 2014. Phytoplankton of the Río de la Plata Estuary. Freshwater Phytoplankton of Argentina. *Advances in Limnology*, 65, 167-181.
- González-Bergonzoni, I., Silva, I., Teixeira de Mello, F., D'Anatro, A., Boccardi, L., Stebniki, S., Brugnoli, E., Tesitore, G., Vidal, N., Naya, D.E. 2020. Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel *Limnoperna fortunei* in a subtropical river. *Journal of Applied Ecology*, 57(4), 717-728.
- González Sagrario, M. A., Ferrero, L. 2013. The trophic role of *Cyphocharax voga* (Hensel 1869) according to foraging area and diet analysis in turbid shallow lakes. *Fundamental and Applied Limnology*, 183(1), 75-88.
- Gottlieb Almeida, A. P., Behr, E.R., Baldisserotto, B. 2013. Gill rakers in six teleost species: influence of feeding habit and body size. *Ciência Rural*, 43(12), 2208-2214.
- Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., de Graaf, J., Kaumanns, J., Konong, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., van Welie, R., Wolf, T. 2015. Use of micro-plastic beads in cosmetic products in Europe and their estimated emissions to the North Sea environment. *SOFW Journal*. (Seifen Ole Fette Wachse) 141, 40-46.
- Gregory, M.R. 1996. Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*, 32, 867-871.
- Gregory, M.R. 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings-entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, 2013-2025.
- Guerrero, R. A., Acha, E. M., Framin, M. B., Lasta, C. A. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 17(7), 727-742.
- Guilhermino, L., Vieira, L. R., Ribeiro, D., Tavares, A. S., Cardoso, V., Alves, A., Almeida, J. M. 2018. Uptake and effects of the antimicrobial florfenicol, microplastics and their mixtures on freshwater exotic invasive bivalve *Corbicula fluminea*. *Science of the Total Environment*, 622, 1131-1142.
- Gündoğdu, S., Çevik, C., Ayat, B., Aydoğan, B., Karaca, S. 2018. How microplastics quantities increase with flood events? An example from Mersin Bay NE Levantine coast of Turkey. *Environmental Pollution*, 239, 342-350.
- Harrison, J. P., Schratzberger, M., Sapp, M., Osborn, A. M. 2014. Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC Microbiology*, 14, 232.

- Hartl, M.G.J., Gubbins, E., Gutierrez, T., Fernandes, T.F. 2015. Review of existing knowledge - emerging contaminant: Focus on nanomaterials and microplastics in the aquatic environment. CREW pp. 20.
- Hartley, B. L, Pahl, S., Thompson, R. T. 2013. Baseline Evaluation of stakeholder perceptions and attitudes towards issues surrounding marine litter. *Deliverable D2, 1*. report. MARLISCO project. Marine Litter in European Seas: Social Awareness and Co-Responsibility. (EC FP7 Coordinated and Support Action, SIS-MML-289042).
- Hartmann, N.B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L.H.S., Schmidt, S.N., Mayer, P., Meibom, A., Baun, A. 2017. Microplastics as vectors for environmental contaminants: exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 488–493.
- Hartmann, N.B., Hüffer, T., Thompson, R.C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P., Lusher, A.L., Wagner, M. 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047.
- Helm, P. A. 2017. Improving microplastics source apportionment: a role for microplastic morphology and taxonomy? *Analytical Methods*, 9(9), 1328-1331.
- 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.
- Hidalgo-Ruz, V., Thiel, M. 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): a study supported by a citizen science project. *Marine Environmental Research*, 87, 12-18.
- Hitchcock, J. N., Mitrovic, S. M. 2019. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environmental Pollution*, 247, 457-466.
- Hoellein, T. J., McCormick, A. R., Hittie, J., London, M. G., Scott, J. W., Kelly, J. J. 2017. Longitudinal patterns of microplastic concentration and bacterial assemblages in surface and benthic habitats of an urban river. *Freshwater Science*, 36(3), 491-507.
- INDEC 2010. Publicación del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. Censo del Bicentenario. Resultados definitivos. Serie B N° 2. Argentina. <http://www.indec.gov.ar>
- Isobe, A., Kubo, K., Tamura, Y., Nakashima, E., Fujii, N. 2014. Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1-2), 324-330.
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Barletta, M., Cysneiros, F.J.A. 2013. Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 75(1-2), 305-309.

- Ivleva, N.P., Wiesheu, A.C., Niessner, R. 2017. Microplastic in aquatic ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition*, 56(7), 1720–1739.
- Jemec, A., Horvat, P., Kunej, U., Bele, M., Kržan, A. 2016. Uptake and effects of microplastic textile fibers on freshwater crustacean *Daphnia magna*. *Environmental Pollution*, 219, 201-209.
- Kako, S. I., Isobe, A., Magome, S. 2010. Sequential monitoring of beach litter using webcams. *Marine Pollution Bulletin*, 60(5), 775-779.
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Romano, N., Ho, Y.B., Salamatinia, B. 2017. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of the Total Environment*, 578, 485–494.
- Karapanagioti, H. K., Endo, S., Ogata, Y., Takada, H. 2011. Diffuse pollution by persistent organic pollutants as measured in plastic pellets sampled from various beaches in Greece. *Marine Pollution Bulletin*, 62(2), 312-317.
- Kataoka, T., Hinata, H., Nihei, Y. 2013. Numerical estimation of inflow flux of floating natural macro-debris into Tokyo Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 134, 69-79.
- Kettner, M. T., Oberbeckmann, S., Labrenz, M., Grossart, H. P. 2019. The eukaryotic life on microplastics in brackish ecosystems. *Frontiers in Microbiology*, 10, 538.
- Kettner, M. T., Rojas-Jimenez, K., Oberbeckmann, S., Labrenz, M., Grossart, H. P. 2017. Microplastics alter composition of fungal communities in aquatic ecosystems. *Environmental Microbiology*, 19(11), 4447-4459.
- Kirstein, I. V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., Gerdts, G. 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, 120, 1-8.
- Kirstein, I. V., Wichels, A., Krohne, G., Gerdts, G. 2018. Mature biofilm communities on synthetic polymers in seawater-Specific or general? *Marine Environmental Research*, 142, 147-154.
- Klein S., Dimzon I.K., Eubeler J., Knepper T.P. 2018. Analysis, Occurrence, and Degradation of Microplastics in the Aqueous Environment. In: Wagner M., Lambert S. (eds.) Freshwater Microplastics. The Handbook of Environmental Chemistry, vol 58. Springer, Cham.
- Kolandhasamy, P., Su, L., Li, J., Qu, X., Jabeen, K., Shi, H. 2018. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: a novel way to uptake microplastics beyond ingestion. *Science of the Total Environment*, 610-611, 635-640.
- Komárek, J., Anagnostidis, K. 1999. Cyanoprokaryota. I. Chroococcales. In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D., Eds., Süßwasserflora von Mitteleuropa, Begründet von A. PascherBd. 19/3 Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales, Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg & Berlin, 1-548.

- Komárek, J., Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. In: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., Schagerl, M., Eds., *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Bd. 19 (2), Elsevier GmbH, München, 1-759.
- Kosuth, M., Wattenberg, E.V., Mason, S.A., Tyree, C., Morrison, D. 2017. Synthetic polymer contaminating global drinking water. [https://orbmedia.org/stories/invisibles\\_final\\_report](https://orbmedia.org/stories/invisibles_final_report)
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. 2(1). Stuttgart. Gustav Fisher Verlag, Jena. 876 pp.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. 1988: Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. Mollenhauer, D. (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. 2(2). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. 1991a: Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. 2(3), p576. Germany, Gustav Fisher Verlag.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. Gesamtliteraturverzeichnis. Teil 1-4. In: Ettl, H., Gärtner, G., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. 2(4). Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 468 pp
- Kranck, K., 1975. Sediment deposition from flocculated suspensions. *Sedimentology*, 22(1), 111-123.
- Krelling, A. P., Turra, A. 2019. Influence of oceanographic and meteorological events on the quantity and quality of marine debris along an estuarine gradient. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 282-298.
- Labropoulou, M., Eleftheriou, A. 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. *Journal of Fish Biology*, 50(2), 324-340.
- Lai, X., Tang, S., Li, H., Zeng, X. 2015. Flame-retardant mechanism of a novel polymeric intumescent flame retardant containing caged bicyclic phosphate for polypropylene. *Polymer Degradation and Stability*, 113, 22-31.
- Land, M. 2015. Effects of nano- and microplastic particles on plankton and marine ecosystem functioning. An Evidence Overview. EviEM, Stockholm.
- Largier, J. L. 1993. Estuarine fronts: how important are they? *Estuaries*, 16(1), 1-11.
- Launer, P. J. 2013. Infrared analysis of organosilicon compounds: spectra-structure correlations. In Arkles, B., Larson, G.L. (eds.), *Silicon Compounds: Silanes & Silicones*. Barry Arkles y Gerald L. Larson (eds.) Gelest, Inc Morrisville, PA.

- Lebreton, L. C., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature communications*, 8, 15611.
- Lechner, A., Ramler, D. 2015. The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. *Environmental Pollution*, 200, 159–60.
- Lee, J., Hong, S., Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, Y.C., Jang, M., Heo, N.W., Han, G.M., Lee, M.J., Kang, D., Shim, W.J. 2013. Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Marine Pollution Bulletin* 77 (1-2), 349-354.
- Legendre, P., Legendre, L. F. 2012. Numerical ecology (Vol. 24). Elsevier. 1006p.
- Leslie, H.A., van der Meulen, M.D., Kleissen, F.M., Vethaak, A.D. 2011. Microplastic litter in the Dutch marine environment: Providing facts and analysis for Dutch policymakers concerned with marine microplastic litter. *Deltares*, 104. <http://doi.org/1203772-000Los>, F.J., Wijsman, J. (2007). Application of a validated primary production model (BLOOM) as a screening tool for marine, coastal and transitional waters. *J. Mar. Syst.* 64, 201–215.
- Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., Shi, H. 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental pollution*, 207, 190-195.
- 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.
- Li, J., Lusher, A.L., Rotchell, J.M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I.L.N., Sun, C., Hossain, M.S., Li, Q., Kolandhasamy, P., Shi, H. 2019. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environmental Pollution*, 244, 522–533
- Li, W. C., Tse, H. F., Fok, L. 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 566-567, 333-349.
- Licursi M., Gómez N. 2003. Aplicación de Indices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21, 31-49.
- Licursi, M., Gómez, N., Donadelli, J. 2010. Ecological optima and tolerances of coastal benthic diatoms in the freshwater-mixohaline zone of the Río de la Plata estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 105-117.
- Liebezeit, G., Dubaish, F. 2012. Microplastics in beaches of the East Frisian islands Spiekeroog and Kachelotplate. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(1), 213-217.
- Liebezeit, G., Liebezeit, E. 2014. Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 31(9), 1574-1578.

- Lima, A. R. A., Costa, M. F., Barletta, M. 2014. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environmental Research*, 132, 146-155.
- Liubartseva, S., Coppini, G., Lecci, R., Creti, S. 2016. Regional approach to modeling the transport of floating plastic debris in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 103(1-2), 115-127.
- Llamazares Vegh, S., Lozano, I. I., Dománico, A. A. 2014. Length-weight, length-length relationships and length at first maturity of fish species from the Paraná and Uruguay rivers, Argentina. *Journal of Applied Ichthyology*, 30(3), 555-557.
- Lobelle, D., Cunliffe, M. 2011. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 197-200.
- Löder, M., Gerdts, G. 2015. Methodology used for the detection and identification of microplastics—a critical appraisal. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., (eds.) *Marine Anthropogenic Litter*. Berlin: Springer.
- Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J., Soudant, P. 2015. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, 175, 39-46.
- López, H. L., Miquelarena, A. M. 1991. Los Hypostominae (Pisces: Loricariidae) de Argentina. En: Fauna de Agua Dulce de la República. Argentina, Z. A. de Castellanos (dir.), PROFADU-CONICET, La Plata, Argentina 40(2),1-64.
- Lozoya, J. P., Texeira de Mello, F., Carrizo, D., Weinstein, F., Olivera, Y., Cedrés, F., Pereira, M., Fossati, M. 2016. Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): unseen critical residents? *Environmental Pollution*, 218, 931-941.
- Lusher, A.L., McHugh, M., Thompson, R.C. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1-2), 94-99.
- Magni, S., Gagné, F., André, C., Della Torre, C., Auclair, J., Hanana, H., Parenti, C.C., Bonasoro, F., Binelli, A. 2018. Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). *Science of the Total Environment*, 631-632, 778-788.
- Mann, K.H., Lazier, J.R.N. 1996. Dynamics of marine ecosystems. biological–physical interactions in the oceans, second ed. Blackwell.
- Masó, M., Garcés, E., Pagès, F., Camp, J. 2003. Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species. *Scientia Marina*, 67(1), 107-111.
- Mason, S. A., Welch, V. G., Neratko, J. 2018. Synthetic polymer contamination in bottled water. *Frontiers in Chemistry*, 6, 407.
- Masura, J., Baker, J.E., Foster, G.D., Courtney, A., Herring, C. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for

quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum 31. NOS-OR&R-48.

-Mathalon, A., Hill, P. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 69-79.

-Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T. 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318-324.

-McCormick, A. R., Hoellein, T. J., London, M. G., Hittie, J., Scott, J. W., Kelly, J. J. 2016. Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*, 7(11), e01556.

-McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schluep, J., Kelly, J. J. 2014. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 11863-11871.

-McDermid, K. J., McMullen, T. L. 2004. Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. *Marine Pollution Bulletin*, 48(7-8), 790-794.

-MCS, 2016. Marine Conservation Society Great British Beach Clean 2015. pp. 14.

-Menéndez, A. N., Lopolito, M. F., Badano, N., Re, M. 2011. Evaluación de la calidad del agua en la Franja Costera Sur del Río de la Plata mediante modelación numérica. *Informe INA-LHA 02-1207-11*.

-Menni, R. C. 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Buenos Aires, Argentina, 5: 1-316.

-Mianzan, H., Lasta, C., Acha, E., Guerrero, R., Macchi, G., Bremec, C. 2001. The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. In: Seeliger U., Kjerfve B. (eds.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, vol 144. Springer, Berlin, Heidelberg.

-Miao, L., Wang, P., Hou, J., Yao, Y., Liu, Z., Liu, S., Li, T. 2019. Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics. *Science of the Total Environment*, 650(2), 2395-2402.

-Mincer, T.J., Zettler, E.R., Amaral-Zettler, L.A. 2016. Biofilms on Plastic Debris and Their Influence on Marine Nutrient Cycling, Productivity, and Hazardous Chemical Mobility. In: Takada, H., Karapanagioti, H. (eds.) *Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment*. The Handbook of Environmental Chemistry, vol 78. (pp. 221-233). Springer

-Miquelarena, A. M., Menni, R. C. 2005. *Astyanax tumbayaensis*, a new species from northwestern Argentina highlands (Characiformes: Characidae) with a key to the Argentinean species of the genus and comments on their distribution. *Revue suisse de Zoologie*, 112(3), 661-676.

- Moore, C.J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139.
- Moore, C. J., Lattin, G. L., Zellers, A. F. 2011. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11(1), 65-73.
- Moreira, F. T., Prantoni, A. L., Martini, B., de Abreu, M. A., Stoiev, S. B., Turra, A. 2016. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: methodological considerations for estimating the input of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 114-121.
- Morishige, C., Donohue, M. J., Flint, E., Swenson, C., Woolaway, C. 2007. Factors affecting marine debris deposition at French Frigate Shoals, Northwestern Hawaiian Islands Marine National Monument, 1990-2006. *Marine pollution bulletin*, 54(8), 1162-1169.
- MSFD Technical Subgroup on Marine Litter. 2013. Marine Litter in European Seas, Draft Report. European Commission, Brussels.
- Murphy, F., Russell, M., Ewins, C., Quinn, B. 2017. The uptake of macroplastic & microplastic by demersal & pelagic fish in the Northeast Atlantic around Scotland. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 353–359.
- Murua, H. 2010. The biology and fisheries of European hake, *Merluccius merluccius*, in the north-east Atlantic. *Advances in Marine Biology*, 58, 97-154.
- Naidoo, T., Glassom, D., Smit, A. J. 2015. Plastic pollution in five urban estuaries of KwaZulu-Natal, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 473-480.
- 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.
- Neufeld, L., Stassen, F., Sheppard, R., Gilman, T. 2016. In: The new plastics economy: rethinking the future of plastics. World Economic Forum; 2016.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., Pereira, T. 2015. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 119-126.
- Ng, K. L., Obbard, J. P. 2006. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 761-767.
- Nobre, C. R., Santana, M. F. M., Maluf, A., Cortez, F. S., Cesar, A., Pereira, C. D. S., Turra, A. 2015. Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). *Marine Pollution Bulletin*, 92(1-2), 99-104.
- Norén, F. 2007. Small Plastic Particles in Coastal Swedish Waters. KIMO, Sweden, pp. 1-11.

- Norén, F., Naustvoll, L., 2010. Survey of microscopic anthropogenic particles in Skagerrak. Report Commissioned by Klima-Og Forurensningsdirektoratet.
- Novakowski, G. C., Hahn, N. S., Fugi, R. 2007. Feeding of piscivorous fish before and after the filling of the Salto Caxias Reservoir, Parana State, Brazil. *Biota Neotropica*, 7(2), 149-154.
- Oberbeckmann, S., Löder, M. G. J., Labrenz, M. 2015. Marine microplastic-associated biofilms—a review. *Environmental Chemistry*, 12(5), 551-562.
- Oberbeckmann, S., Osborn, A. M., Duhaime, M. B. 2016. Microbes on a bottle: substrate, season and geography influence community composition of microbes colonizing marine plastic debris. *PLoS One*, 11(8), e0159289.
- Oberbeckmann, S., Kreikemeyer, B., Labrenz, M. 2018. Environmental factors support the formation of specific bacterial assemblages on microplastics. *Frontiers in Microbiology*, 8, 2709.
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, N., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakariae, M.P., Dung, L.Q., Gordon, M., Migue, C., Suzukii, S., Satoru Suzuki, Moore, C., Karapanagioti, H.K., Weerts, S., McClurg, T., Burres, E., Smith, W., Van Velkenburg, M., Lang, J.S., Lang, R.C., Laursen, D., Danner, B., Stewardson, N., Thompson, R.C. 2009. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1437-1446.
- Ogonowski, M., Motiei, A., Ininbergs, K., Hell, E., Gerdes, Z., Udekwu, K. I., Bacsik, Z, Gorokhova, E. 2018. Evidence for selective bacterial community structuring on microplastics. *Environmental Microbiology*, 20(8), 2796-2808.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. 2017. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.4-2. R. Project for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Oliva, A., Ubeda, C. A., Vignes, I. E., Uriondo, A. 1981. Contribución al conocimiento de la ecología alimentaria del bagre amarillo (*Pimelodus maculatus*) (Lacépède 1803) del Río de la Plata (Pisces, Pimelodidae). *Com. Mus. Arg. Cienc. Nat. "B. Rivadavia", Ecol.*, Buenos Aires, Argentina, 1, 31-50.
- Oliveira, P., Barboza, L. G. A., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, C., Guilhermino, L. 2018. Effects of microplastics and mercury in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Filtration rate, biochemical biomarkers and mercury bioconcentration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 164, 155-163.
- Olivier, S.R. 1965. Rotíferos planctónicos de Argentina. Con claves de las principales especies, datos biológicos y distribución geográfica. *Revista del Museo de la Plata* (n.s.) 8, Zoología 63.

- Olsen, C. R., Cutshall, N. H., Larsen, I. L. 1982. Pollutant-particle associations and dynamics in coastal marine environments: a review. *Marine Chemistry*, 11(6), 501-533.
- Ory, N. C., Sobral, P., Ferreira, J. L., Thiel, M. 2017. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Science of the Total Environment*, 586, 430-437.
- Park, C.H., Kang, Y.K., Im, S.S. 2004. Biodegradability of cellulose fabrics. *Journal of Applied Polymer Science*, 94(1), 248-253.
- Parrish, K., Fahrenfeld, N. L. 2019. Microplastic biofilm in fresh-and wastewater as a function of microparticle type and size class. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5(3), 495-505.
- Pastorino, G., Darrigran, G. A., Lunaschi, L., Martín, S. M. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata.
- Patel, M.M., Goyal, B.R., Bhadada, S.V., Bhatt, J.S., Amin, A.F. 2009. Getting into the brain: approaches to enhance brain drug delivery. *CNS Drugs*, 23(1), 35-58.
- Pazos, R. S., Maiztegui, T., Colautti, D. C., Paracampo, A. H., Gómez, N. 2017. Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2), 85-90.
- Pazos, R. S., Bauer, D. E., Gómez, N. 2018. Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America). *Environmental Pollution*, 243(A), 134-142.
- Pazos, R. S., Spaccesi, F., Gómez, N. 2020. First record of microplastics in the mussel *Limnoperna fortunei*. *Regional Studies in Marine Science*, 38, 101360.
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., Li, D. 2017. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environmental Pollution*, 225, 283-290.
- PlasticsEurope. Plastics-the Facts 2015: An Analysis of European plastic production, demand and waste data. Association of Plastic Manufacturers, Brussels, Belgium, pp. 33.
- PlasticsEurope. Plastics-the Facts 2018: An Analysis of European plastics production, demand and waste data (PlasticsEurope, 2018).
- Possatto, P.E., Barletta, M., Costa, M.F., Ivar do Sul, J.A., Dantas, D.V. 2011. Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin*, 62(5), 1098-1102.
- Possatto, P. E., Spach, H. L., Cattani, A. P., Lamour, M. R., Santos, L. O., Cordeiro, N. M., Broadhurst, M. K. 2015. Marine debris in a world heritage listed Brazilian estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 548-553.

- Pruter, A.T. 1987. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 305-310.
- Puglisi, E., Romaniello, F., Galletti, S., Boccaleri, E., Frache, A., Cocconcelli, P. S. 2019. Selective bacterial colonization processes on polyethylene waste samples in an abandoned landfill site. *Scientific Reports*, 9(1), 1-13.
- Qu, X., Su, L., Li, H., Liang, M., Shi, H. 2018. Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. *Science of the Total Environment*, 621, 679-686.
- 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.
- Ramos, J.A., Barletta, M., Costa, M.F. 2012. Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. *Aquatic Biology*, 17(1), 29-34.
- Rech, S., Macaya-Caquilpán, V., Pantoja, J. F., Rivadeneira, M. M., Madariaga, D. J., Thiel, M. 2014. Rivers as a source of marine litter—a study from the SE Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 82(1-2), 66-75.
- Renzi, M., Guerranti, C., Blašković, A. 2018. Microplastic contents from maricultured and natural mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 131(A), 248-251.
- Reshaid, Y., Cao, L., Brea, F., Blanche, M. O., Torres, S., Darrigran, G. 2017. Variation in the distribution of *Corbicula* species (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae) after 25 years of its introduction in the Río de la Plata, Argentina. *Zoologia (Curitiba)*, 34, 1-6.
- Rezania, S., Park, J., Din, M. F. M., Taib, S. M., Talaiekhosani, A., Yadav, K. K., Kamyab, H. 2018. Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 191-208.
- Ringuelet, R. A., Aramburu, R. H., Alonso de Aramburu, A. S. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, 602 pp.
- 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.
- Ríos, M. F., Hernández-Moresino, R. D., Galván, D. E. 2020. Assessing urban microplastic pollution in a benthic habitat of Patagonia Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111491.
- Rist, S., Almroth, B. C., Hartmann, N. B., Karlsson, T. M. 2018. A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of the Total Environment*, 626, 720-726.

- Rives, C.V. 1997. Protozoos como indicadores de contaminación. In: Agosba, A.A., Ilpla, S.H. (Eds.), *Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata* (San Fernando-Magdalena, pp. 113-130. Buenos Aires.
- Rochman, C.M., Hoh, E., Hentschel, B.T., Kaye, S. 2013. Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, 47(3), 1646-1654.
- Rochman, C.M., Kurobe, T., Flores, I., Teh, S.J. 2014. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. *Science of the Total Environment*, 493, 656-661.
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T. Teh, F.-C., Werorilangi, S., Teh, S.J. 2015a. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5, 14340.
- Rochman, C.M., Kross, S.M., Armstrong, J.B., Bogan, M.T., Darling, E.S., Green, S.J., Smyth, A.R., Veríssimo, D. 2015b. Scientific evidence supports a ban on microbeads. *Environmental Science & Technology*, 49(18), 10759-10761.
- Rochman, C. M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, H., De Frond, H., Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S.B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L.M., Zhu, X., Giles, R.K., Hamilton, B.M., Thaysen, C., Kaura, A., Klasios, N., Ead, L., Kim, J., Sherlock, C., Ho, A., Hung, C. 2019. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(4), 703-711.
- Rodrigues, A., Oliver, D. M., McCarron, A., Quilliam, R. S. 2019. Colonisation of plastic pellets (nurdles) by *E. coli* at public bathing beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 376-380.
- Rojas Molina, F., Paggi, J.C., Devercelli, M. 2010. Zooplanktophagy in the natural diet and selectivity of the invasive mollusk *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions*, 12(6), 1647-1659.
- Ronda, A. C., Arias, A. H., Oliva, A. L., Marcovecchio, J. E. 2019. Synthetic microfibers in marine sediments and surface seawater from the Argentinean continental shelf and a Marine Protected Area. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110618.
- Romaní, A. M., Sabater, S. 2001. Structure and activity of rock and sand biofilms in a Mediterranean stream. *Ecology*, 82(11), 3232-3245.
- Rosevelt, C., Los Huertos, M., Garza, C., Nevins, H. M. 2013. Marine debris in central California: Quantifying type and abundance of beach litter in Monterey Bay, CA. *Marine Pollution Bulletin*, 71(1-2), 299-306.

- Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L. 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, 1999–2012.
- Sadri, S.S., Thompson, R.C. 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 55-60.
- Sammon, C., Yarwood, J., Overall, N. J. 2000. An FT-IR study of the effect of hydrolytic degradation on the structure of thin PET films. *Polymer Degradation and Stability*, 67(1), 149-158.
- Santos, I. R., Friedrich, A. C., Wallner-Kersanach, M., Fillmann, G. 2005. Influence of socio-economic characteristics of beach users on litter generation. *Ocean & Coastal Management*, 48(9-10), 742-752.
- Sathicq, M.B., Gómez, N. 2018. Effects of hexavalent chromium on phytoplankton and bacterioplankton of the Río de la Plata estuary: an ex-situ assay. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190, 229
- Scheffé, H. 1959. The analysis of variance. *Wiley*, New York. 477pp.
- Scherer, C., Weber, A., Lambert, S., Wagner, M., 2018. Interactions of Microplastics with Freshwater Biota. In Wagner, M., Lambert, S. (Eds.) *Freshwater microplastics. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 58. 153-180. Springer, Cham.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, 77-83.
- Seto, K. C. 2011. Exploring the dynamics of migration to mega-delta cities in Asia and Africa: Contemporary drivers and future scenarios. *Global Environmental Change*, 21(Suppl. 1(0)), S94-S107.
- Smith, S. D. A., Markic, A. 2013. Estimates of marine debris accumulation on beaches are strongly affected by the temporal scale of sampling. *PLoS One*, 8(12), e83694.
- Spaccesi, F. 2013. Abundance, recruitment, and shell growth of the exotic mussel *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata (Argentina). *Zoological Studies*, 52(1), 1.
- Steer, M., Cole, M., Thompson, R.C., Lindeque, P.K. 2017. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environmental Pollution*, 226, 250–259.
- Steffen, W., Crutzen, P. J., McNeill, J. R. 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *AMBIO*, 36(8), 614-621.
- Streble, H., Krauter, D. 1987. Atlas de los microorganismos de agua dulce. La vida en una gota de agua. *Ediciones Omega*, España. 336pp
- Suárez, J. C., Mariñelarena, A. 2019. La arena como reservorio de la contaminación fecal en playas de la ribera sur del Río de la Plata. En: Cortelezzi, A., I. Entraigas, F. Grosman e

I. Masson (eds). Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos. Azul, Argentina.

-Sujathan, S., Kniggendorf, A. K., Kumar, A., Roth, B., Rosenwinkel, K. H., Nogueira, R. 2017. Heat and bleach: a cost-efficient method for extracting microplastics from return activated sludge. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(4), 641-648.

-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.

-Sundt, P., Schulze, P.E., Syversen, F. 2014. Sources of microplastic pollution to the marine environment. In: Report No. M-321, 2015. Environment Agency (Miljødirektoratet), Norwegian (86 pp).

-Syberg, K., Khan, F. R., Selck, H., Palmqvist, A., Banta, G. T., Daley, J., Sano, L., Duhaime, M.B. 2015. Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environmental toxicology and chemistry*, 34(5), 945-953.

-Sylvester, F., Boltovskoy, D., Cataldo, D.H. 2007. Fast response of freshwater consumers to a new trophic resource: Predation on the recently introduced Asian bivalve *Limnoperna fortunei* in the lower Paraná river, South America. *Austral Ecology*, 32(4), 403-415.

-Talsness, C.E., Andrade, A.J.M., Kuriyama, S.N., Taylor, J.A., vom Saal, F.S. 2009. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2079-2096.

-Tell, G., Conforti, V. 1986. Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. *Bibliotheca Phycologica* Bd. 75. J. Cramer. Berlín. Stuttgart.

-Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U, Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027-2045.

-Thompson, F. L., Iida, T., Swings, J. 2004. Biodiversity of Vbrios. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 68(3), 403-431.

-Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304: 838.

- Thompson, R.C. 2006. Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. In: Krause, J.C., Nordheim, H., Bräger, S. (Eds.), *Marine Nature Conservation in Europe*. Federal Agency for Nature Conservation, Stralsund, Germany, pp. 107–115.
- Thompson, R.C., Moore, C.J., vom Saal, F.S., Swan, S.H. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, 2153–2166.
- Thornton, L., Jackson, N. L. 1998. Spatial and temporal variations in debris accumulation and composition on an estuarine shoreline, Cliffwood Beach, New Jersey, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 36(9), 705-711.
- Tourinho, P.S., Ivar do Sul, J.A., Fillmann, G. 2010. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*, 60(3), 396–401.
- Underwood, A.J. 2007. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. *Cambridge University Press*, New York. 504pp.
- UNEP, 2016. Marine Plastic debris & microplastics: Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi. 274p.
- Urien, C. M. 1972. Río de la Plata estuary environments. In: Nelson, B.W. (Ed.), *Environmental framework of coastal plain estuaries*. *Geological Society of America Memoirs*, 133, 213-234.
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., Janssen, C. R. 2015. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5-17.
- Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., Van Franeker, J. A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., Law, K.L. 2015. A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, 10(12), 124006.
- Van Sebille, E., Aliani, S., Law, K. L., Maximenko, N., Alsina, J. M., Bagaev, A., Bergmann, M., Chapron, B., Chubarenko, I., Cózar, A., Delandmeter, P., Egger, M., Fox-Kemper, B., Garaba, S.P., Goddijn-Murphy, L., Hardesty, B.D., Hoffman, M.J., Isobe, A., Jongedijk, C.E., Kaandorp, M.L.A., Khatmullina, L., Koelmans, A.A., Kukulka, T., Laufkötter, C., Lebreton, L., Lobelle, D., Maes, C., Martinez-Vicente, V., Morales Maqueda, M.A., Poulain-Zarcos, M., Rodríguez, E., Ryan, P.G., Shanks, A.L., Shim, W.J., Suaria, G., Thiel, M., van den Bremer, T.S., Wichmann, D. 2020. The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*, 15(2), 023003.
- Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M.J.J., Diogène, J., Bekaert, K., Robbins, J., Devriese, L. 2015. A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research*, 143, 46-55.

- Veerasingam, S., Saha, M., Suneel, V., Vethamony, P., Rodrigues, A. C., Bhattacharyya, S., Naik, B. G. 2016a. Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. *Chemosphere*, 159, 496-505.
- Veerasingam, S., Mugilarasan, M., Venkatachalapathy, R., Vethamony, P. 2016b. Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 196-204.
- Veiga, J.M., Fleet, D., Kinsey, S., Nilsson, P., Vlachogianni, T., Werner, S., Galgani, F., Thompson, R.C., Dagevos, J., Gago, J., Sobral, P., Cronin, R. 2016. Identifying sources of marine litter. In: MSFD GES TG Marine Litter Thematic Report. JRC Technical Report, EUR 28309.
- 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.
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L. 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54-61.
- Villagran, D. M., Truchet, D. M., Buzzi, N. S., Lopez, A. D. F., Severini, M. D. F. 2020. A baseline study of microplastics in the burrowing crab (*Neohelice granulata*) from a temperate southwestern Atlantic estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110686.
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A. 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 11327-11335.
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A.D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G. 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 1-9.
- Walker, T. R., Grant, J., Archambault, M. -C. 2006. Accumulation of marine debris on an intertidal beach in an urban park (Halifax Harbour, Nova Scotia). *Water Quality Research Journal of Canada*, 41(3), 256-262.
- Wang, F., Shih, K.M., Li, X.Y. 2015. The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere*, 119, 841-847.
- Waring, R. H., Harris, R. M., Mitchell, S. C. 2018. Plastic contamination of the food chain: A threat to human health? *Maturitas*, 115, 64-68.
- Wen, B., Zhang, N., Jin, S.R., Chen, Z.Z., Gao, J.Z., Liu, Y., Liu, H.-P., Xu, Z. 2018. Microplastics have a more profound impact than elevated temperatures on the predatory

performance, digestion and energy metabolism of an Amazonian cichlid. *Aquatic Toxicology*, 195, 67–76.

-Williams, A.T., Tudor, D.T., 2001. Litter burial and exhumation: spatial and temporal distribution on a cobble pocket beach. *Marine Pollution Bulletin*, 42(11), 1031–1039.

-Winston, J. E. 1982. Drift plastic-an expanding niche for a marine invertebrate? *Marine Pollution Bulletin*, 13(10), 348-351.

-Witkowski, P.J., Smith, J.A., Fusillo, T.V., Chiou, C.T. 1987. A review of surface-water sediment fractions and their interactions with persistent manmade organic compounds. U.S. Geological Survey Circular 993.

-Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492.

-Wu, F., Pennings, S. C., Tong, C., Xu, Y. 2020. Variation in microplastics composition at small spatial and temporal scales in a tidal flat of the Yangtze Estuary, China. *Science of the Total Environment*, 699, 134252.

-Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., Arthur, C. D. 2014. Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environmental Science & Technology*, 48(24), 14195-14202.

-Yoon, J. -H., Kawano, S., Igawa, S. 2010. Modeling of marine litter drift and beaching in the Japan Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 60(3), 448-463.

-Yu, X., Peng, J., Wang, J., Wang, K., Bao, S. 2016. Occurrence of microplastics in the beach sand of the Chinese inner sea: the Bohai Sea. *Environmental Pollution*, 214, 722-730.

-Zalasiewicz, J., Waters, C.N., do Sul, J.A.I., Corcoran, P.L., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Gałuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Steffen, W., Summerhayes, C., Wapre, M., Williams, M., Wolfe, A.P., Yonah, Y. 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene*, 13, 4–17.

-Zardus, J.D., Nedved, B.T., Huang, Y., Tran, C., Hadfield, M.G. 2008. Microbial biofilms facilitate adhesion in biofouling invertebrates. *The Biological Bulletin*, 214(1), 91–98.

-Zbyszewski, M., Corcoran, P. L. 2011. Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada. *Water, Air, & Soil Pollution*, 220(1-4), 365-372.

-Zettler, E. R., Mincer, T. J., Amaral-Zettler, L. A. 2013. Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, 47(13), 7137-7146.

-Zhang, H. 2017. Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 74-86.

- Zhao, S., Zhu, L., Li, D. 2015. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environmental Pollution*, 206, 597-604.
- 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(1-2), 562-568.
- 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.
- Zhu, X.-T., Yi, J., Qiang, L.-Y., Cheng, J.-P. 2018. Distribution and settlement of microplastics in the surface sediment of Yangtze Estuary. *Environmental Science*, 39(5), 2068-2074
- Ziccardi, L. M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K. J., Driscoll, S. K. 2016. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1667-1676.
- Zitko, V., Hanlon, M. 1991. Another source of pollution by plastics: skin cleaners with plastic scrubbers. *Marine Pollution Bulletin*, 22(1), 41-42.
- Zobell, C. E. 1943. The effect of solid surfaces upon bacterial activity. *Journal of Bacteriology*, 46(1), 39.
- Zubris, K. A. V., Richards, B. K. 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution*, 138(2), 201-211.