



Universidad  
Politécnica  
de Cartagena



PROGRAMA DE DOCTORADO EN TECNOLOGÍA Y MODELIZACIÓN EN INGENIERÍA CIVIL,  
MINERA Y AMBIENTAL

TESIS DOCTORAL

MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS COSTEROS Y MARINOS DEL LITORAL DE LA  
REGIÓN DE MURCIA Y EN DORADA (*SPARUS AURATA*) COMO ESPECIE DE  
INTERÉS COMERCIAL

Presentada por Dolores Rojo Campillo para optar al  
grado de Doctora  
por la Universidad Politécnica de Cartagena

Dirigida por:  
Dr. Francisco Javier Bayo Bernal

Codirigida por:  
Dr. Pedro Martínez Baños

Cartagena, 2022

A marido

## **AGRADECIMIENTOS**

El documento que aquí se presenta no habría sido posible sin la ayuda de todas las personas que me han acompañado en este largo camino y a las que tengo la necesidad de dar las gracias.

Por supuesto agradecer a mi director de Tesis, Dr. Francisco Javier Bayo Bernal y codirector Dr. Pedro Martínez Baños, la confianza depositada en mí, su ayuda y su paciencia. Gracias Javier por aceptarme como alumna, por volcarte e involucrarte tanto, por ver con claridad cuando yo no he podido, por tu buen hacer en los artículos, en fin por el incalculable tiempo dedicado. Gracias Pedro por animarme a hacer una tesis, por poner todos los medios de tu oficina a mi disposición y por supuesto, por tus consejos y tu tiempo. A la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca, Medio Ambiente y Emergencias, y a la Dirección General de Medio Natural, por la información facilitada y el apoyo prestado a lo largo de estos años. A la Autoridad Portuaria de Cartagena, por permitir el uso de los resultados obtenidos en el proyecto financiado mediante contrato (5813-19IQA) entre la Universidad Politécnica de Cartagena y la Cátedra de Medio Ambiente Autoridad Portuaria de Cartagena Campus Mare Nostrum.

También agradecer a los compañeros del grupo de investigación, Dra. Sonia Olmos y Dr. Joaquín López, su generosidad al compartir conmigo sus conocimientos en micróplásticos y por estar a mi disposición siempre que lo he necesitado. Así mismo, agradezco al Dr. Francisco Javier Martínez López, de la Facultad de Biología de la Universidad de Murcia, por su ayuda en la diferenciación de órganos y tracto gastrointestinal de doradas, así como su disección.

Por otro lado, quiero dar las gracias a Alberto, María José y Vicente del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica de la Universidad Politécnica de Cartagena, por la ayuda prestada en el manejo de los equipos y el interés mostrado, y a Trini y Marisa de la secretaria de Doctorado por su amabilidad y eficiencia para responder y resolver todas las dudas y problemas que me han surgido.

No puedo olvidarme de mis compañeros de trabajo, Roque, Jose y Antonios, gracias por vuestra ayuda y apoyo y sobre todo, gracias por aguantar mis bajones y quejas que no han sido pocas en toda esta aventura.

Y por supuesto, dar las gracias a mi familia. Gracias Pedro C. por ponerlo siempre fácil para que la falta de tiempo no fuese un impedimento, por sacarme a flote cuando esta tesis me ha pesado más de la cuenta y por hacerlo todo siempre con el buen humor que te caracteriza. Gracias Woody por ser la mejor compañía. A mis padres, hermanos y familia política, gracias por estar siempre ahí apoyándome pase lo que pase.

Gracias también a mis amigas, por el apoyo mostrado, y a todos los que me haya podido dejar sin nombrar y han contribuido a que esta Tesis Doctoral haya sido posible.

## **RESUMEN**

El plástico es uno de los materiales más utilizados en todo el planeta debido a su versatilidad y bajo coste de producción. Sin embargo, su durabilidad y la ineficiencia en la gestión y reciclado, han convertido a los desechos de este material en uno de los mayores contaminantes del medio marino, ya que una vez que llegan al mar tienden a agruparse en la superficie, donde se degradan en fragmentos más pequeños formando microplásticos, que pueden dispersarse por la columna de agua, quedar biodisponibles o acumularse en sedimentos.

La presente Tesis Doctoral analiza la composición y abundancia de los microplásticos presentes en sedimentos costeros de la laguna del mar Menor, área de alto valor ambiental, social y económico de gran complejidad, y en el tracto gastrointestinal de 17 individuos de *Sparus aurata* (dorada) cuyas capturas se realizaron en esta laguna. Además, fuera del mar Menor, en sedimentos costeros y marinos de la playa semiurbana “Cala Cortina” localizada entre las dos dársenas del Puerto de Cartagena se analiza la presencia de estos microcontaminantes y su grado de meteorización en función de la distancia a la costa y a la profundidad.

La extracción de los microplásticos se realizó utilizando una disolución de NaCl, aunque en las muestras de sedimento marino y dorada se añadió un proceso de digestión de la materia orgánica en KOH y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> respectivamente. Posteriormente, las micropartículas aisladas fueron identificadas mediante microscopia trinocular y espectrofotometría infrarroja con transformada de Fourier.

Los resultados obtenidos indican que la concentración media de microplásticos es mayor en el sedimento costero del mar Menor que en los sedimentos (marino y costero) de la playa del Mediterráneo analizada. Además, los microplásticos identificados en las muestras de sedimento y dorada del mar Menor se correspondieron principalmente con los polímeros LDPE y HDPE, mientras que en las muestras de sedimentos del Mediterráneo estaban constituidos por polímeros de PV, PE y PP.

La concentración media de los microplásticos obtenidos en las muestras del mar Menor no presenta diferencias estadísticas significativas en función del grado de antropización de la playa, distancia a cauce de ramblas, subcuenca vertiente en la que se encuentran, forma de la playa, nivel de protección ambiental, sin embargo, son mayores en las muestras tomadas más lejos de la zona intermareal.

Por su parte, las muestras de sedimentos del Mediterráneo muestran un gradiente ascendente en la concentración de microplásticos con el incremento de la profundidad para el sedimento marino, y a mayor distancia de la línea de marea alta para sedimento costero. Además, los índices de meteorización indican un efecto protector de la profundidad en relación a la degradación y oxidación de los polímeros y una intensificación de estos procesos cerca de la línea de marea alta.

En el caso de las doradas, no se ha encontrado una correlación significativa entre los microplásticos ingeridos y el peso del individuo, longitud, peso estómago y peso intestino, aunque la media de microplásticos en el tracto gastrointestinal por kilogramo de individuo, ha sido superior a la registrada en la mayoría de los estudios del mar Mediterráneo para distintas especies.

## **ABSTRACT**

Plastic is one of the most widely used materials in the world due to its versatility and low production cost. However, its durability and inefficient management and recycling have turned plastic waste into one of the major pollutants of the marine environment, since once it reaches the sea it tends to clump together on the surface, where it degrades into smaller fragments forming microplastics, which can be dispersed in the water column, become bioavailable or accumulate in sediments.

This PhD analyzes the composition and abundance of microplastics in coastal sediments of the lagoon of the Mar Menor, an area of high environmental, social and economic value of great complexity, and in the gastrointestinal tract of 17 individuals of *Sparus aurata* (gilthead sea bream) whose catches were made in this lagoon. In addition, outside the Mar Menor, in coastal and marine sediments of the semi-urban beach "Cala Cortina" located between the two docks of the Port of Cartagena, the presence of these micropollutants and their degree of weathering is analyzed as a function of distance from the coast and depth.

Microplastics extraction was performed using NaCl solution, although in the marine sediment and sea bream samples a process of digestion of organic matter in KOH and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> was added, respectively. Subsequently, the isolated microparticles were identified by trinocular microscopy and Fourier transform infrared spectrophotometry.

The results obtained indicate that the average concentration of microplastics is higher in the coastal sediment of the Mar Menor than in the sediments (marine and coastal) of the Mediterranean beach analyzed. In addition, the microplastics identified in

the sediment and sea bream samples from the Mar Menor were mainly LDPE and HDPE polymers, whereas in the Mediterranean sediment samples they consisted of PV, PE and PP polymers.

The average concentration of microplastics obtained in the samples from the Mar Menor does not show significant statistical differences depending on the degree of anthropization of the beach, distance from the wadi channel, sub-basin of the slope in which they are found, shape of the beach, level of environmental protection, however, they are higher in the samples taken further away from the intertidal zone.

On the other hand, the Mediterranean sediment samples show an upward gradient in microplastics concentration with increasing depth for marine sediment, and at greater distance from the high tide line for coastal sediment. In addition, weathering indices indicate a protective effect of depth on polymer degradation and oxidation and an intensification of these processes near the high tide line.

In the case of sea bream, no significant correlation has been found between microplastics ingested and individual weight, length, stomach weight and intestine weight, although the average number of microplastics in the gastrointestinal tract per kilogram of individual has been higher than that recorded in most studies in the Mediterranean Sea for different species.

**ÍNDICE GENERAL**

---

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN Y JUSTIFICACIÓN</b>	<b>1-4</b>
----------	-------------------------------------	------------

---

<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>5-8</b>
----------	------------------	------------

---

<b>3</b>	<b>ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS</b>	<b>9-60</b>
3.1	Microplásticos: definición, propiedades, características y fuentes	9
3.2	Metodología de extracción y caracterización de microplásticos en medio marino	15
3.3	Presencia y abundancia de microplásticos en medio marino	20
3.3.1	Introducción	20
3.3.2	Distribución espacial y abundancia de microplásticos en superficie marina y columna de agua	20
3.3.3	Microplásticos en sedimentos marinos	26
3.3.4	Microplásticos en sedimentos costeros	29
3.4	Impactos ambientales de los microplásticos en medio marino	39
3.4.1	Biodisponibilidad de microplásticos: ingestión en organismos marinos y efectos	39
3.4.2	Los microplásticos como vectores de transporte	43
3.5	Mar Menor	45
3.5.1	Descripción y características	45
3.5.2	Actividades socioeconómicas en el entorno del mar Menor	49
3.5.3	Otras presiones: turismo y minería	54

---

<b>4</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>61-112</b>
4.1	Marco de estudio de sedimentos	61
4.1.1	Sedimentos costeros del mar Menor y playa de Cala Cortina	61
4.1.2	Sedimentos marinos del puerto de Cartagena	68
4.2	Estaciones de muestreo y toma de muestra	69
4.2.1	Estaciones de muestreo para sedimentos costeros del mar Menor	69
4.2.2	Estaciones de muestreo para sedimentos costeros de Cala Cortina	79
4.2.3	Toma de muestra en sedimentos costeros	80
4.2.4	Estaciones de muestreo y toma de muestra de sedimentos marinos del puerto de Cartagena	83
4.2.5	Muestreo de estómago e intestino de <i>Sparus aurata</i>	87
4.3	Extracción de microplásticos	92
4.3.1	Separación por densidad: metodología común a todas las muestras procesadas	92
4.3.2	Necesidad de un proceso de digestión de las muestras	95
4.3.3	Control de calidad y prevención de la contaminación	97
4.4	Identificación de microplásticos	98
4.4.1	Introducción	98
4.4.2	Estereomicroscopía trinocular	99
4.4.3	Espectrometría infrarroja con transformada de Fourier	100
4.4.4	Granulometría	105
4.4.5	Análisis de carbono orgánico total (COT/TOC)	107
4.4.6	Índices de meteorización	108
4.4.7	Análisis estadístico de los datos	110

<b>5</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>113-196</b>
5.1	Recuento de microplásticos en sedimentos costeros del mar Menor	113
5.1.1	Abundancia y morfología	113
5.1.2	Concentraciones según tamaño y color	123
5.1.3	Tamaño de grano de sedimento costero y su relación con la distribución de microplásticos	130
5.1.4	Concentraciones según tipo de polímero	133
5.1.5	Variaciones interanuales	147
5.1.6	Variaciones por efecto de la DANA	152
5.2	Caracterización de microplásticos en el sistema digestivo de doradas ( <i>Sparus aurata</i> ) del mar Menor	156
5.2.1	Abundancia de microplásticos	156
5.2.2	Concentraciones según forma, tamaño y color	162
5.2.3	Identificación de polímeros	167
5.3	Comparativa en el recuento de microplásticos en sedimentos marinos del puerto de Cartagena y sedimentos costeros de su playa adyacente (Cala Cortina)	169
5.3.1	Distribución de microplásticos en sedimentos marinos del puerto de Cartagena	169
5.3.2	Distribución de microplásticos en sedimentos costeros de Cala Cortina	175
5.3.3	Estudio de diferentes índices de degradación de los polímeros plásticos constituyentes de los microplásticos	184
5.3.3.1	Índice de carbonilo	184
5.3.3.2	Índice de vinilo	189
5.3.3.3	Cristalinidad: desarrollos de modelos de regresión predictivos	191

---

<b>6</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	<b>197-202</b>
----------	---------------------	----------------

---

<b>7</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>203-306</b>
----------	-----------------------------------	----------------

---

<b>ANEXO I</b>	<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	<b>307-312</b>
----------------	--------------------------	----------------

---

<b>ANEXO II</b>	<b>ÍNDICE DE TABLAS</b>	<b>313-316</b>
-----------------	-------------------------	----------------

---

<b>ANEXO III</b>	<b>LISTADO DE ACRÓNIMOS</b>	<b>317-322</b>
------------------	-----------------------------	----------------

---

<b>ANEXO IV.A</b>	<b>IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS COSTEROS DEL MAR MENOR</b>	<b>323-344</b>
-------------------	--	----------------

---

<b>ANEXO IV.B</b>	<b>IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN DORADAS</b>	<b>345-350</b>
-------------------	--	----------------

---

<b>ANEXO IV.C</b>	<b>IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS MARINOS DEL PUERTO DE CARTAGENA</b>	<b>351-354</b>
-------------------	---	----------------

---

---

<b>ANEXO IV.D</b>	<b>IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS COSTEROS DE CALA CORTINA</b>	<b>355-358</b>
-------------------	--	----------------

---

<b>ANEXO V</b>	<b>ESPECTROS INFRARROJOS</b>	<b>359-364</b>
----------------	------------------------------	----------------

---

<b>ANEXO VI</b>	<b>IMÁGENES DE LAS PLAYAS DEL MAR MENOR MUESTREADAS</b>	<b>365-372</b>
-----------------	---	----------------

---

# CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y JUSTIFICACIÓN

---

*“La aventura es valiosa en sí misma”*

**Amelia Earhart**

# 1 INTRODUCCIÓN Y JUSTIFICACIÓN

El término “basuras marinas” engloba “cualquier sólido persistente de origen no natural (manufacturado) que haya sido desechado, depositado o abandonado en ambientes marinos y/o costeros” (Jeftic *et al.*, 2009). Aunque esta definición puede resultar relativamente reciente, lo cierto es que desde la segunda mitad del siglo XX se han adoptado, a la vez que crecía el conocimiento científico, convenios, estrategias y programas internacionales, europeos y nacionales con el objetivo de evitar el vertido de estos desechos al mar. Así, en 1972, los convenios conocidos como “Convenio de Oslo” (OSPAR) y “Convenio de Londres” (OMI, 1972) sobre contaminación marina, ya incluían al plástico como una de las sustancias prohibidas para su vertido desde el mar, aunque es en 1976 en el “Convenio de Barcelona” (UNEP) donde se adoptan los protocolos que protegen al mar Mediterráneo de los vertidos realizados desde el mar, y fueron necesarios 20 años más para que las partes firmantes de este convenio elaborasen un nuevo protocolo que contemplase el origen terrestre de las basuras marinas.

A partir de los años noventa, empieza a considerarse el menoscabo que las basuras marinas producen en el medio marino; así, en 1992, la estrategia desarrollada en el marco del “Convenio sobre la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste” (OSPAR) propone entre sus objetivos “reducir las basuras marinas a niveles tales que sus propiedades y cantidades no causen daño al medio marino”, y en 1995, la PNUMA desarrolla un programa de acción global con el que aborda los efectos negativos que tienen las actividades desarrolladas en tierra sobre el medio marino y costero. Tres años después, con la entrada en vigor del “Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por Buques” (Convenio MARPOL) (OMI, 1976), el vertido de plástico

en el mar queda totalmente prohibido. Otros hitos destacables son la “Estrategia de Honolulu” (PNUMA, 2011), que además de los objetivos para reducir los residuos de origen terrestre y marino y sus impactos, incorpora un objetivo de reducción para los residuos acumulados en las costas, en hábitats y en aguas pelágicas, y la cumbre de Río+20 (PNUMA, 1992), donde los gobiernos participantes se emplazan a “tomar medidas para el año 2025, basadas en la recogida de datos científicos, para lograr una reducción significativa en las basuras marinas, para evitar daños al medio marino y costero”.

Como resultado de estos programas de acción internacionales, convenios y comunicaciones aplicables a la Unión Europea, nace la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (Directiva 2008/56/CE), con objeto de “lograr un buen estado medioambiental de las aguas marinas europeas para el 2020”, instando a cada estado miembro al desarrollo de dichas estrategias. España incorporó esta Directiva con la Ley de Protección del Medio Marino, y ha desarrollado estrategias y programas de seguimiento que incluyen la contaminación por plástico y microplástico.

A su vez, el plástico va tomando relevancia como residuo dentro de la Unión Europea y se desarrolla en 2018 la “Estrategia Europea para los Plásticos en una Economía Circular” (COM/2018/028), en la que se reconoce a los microplásticos como un reto clave en la producción y gestión del plástico, que se plasma en la Directiva 2019/904 del Parlamento Europea y del Consejo relativa a la reducción del impacto de determinados productos de plástico en el medio ambiente (2019), así como en el “Plan de Acción para la Economía Circular por una Europa más limpia y más competitiva” (COM/2020/98), aportando medidas específicas para hacer frente a la presencia de

microplásticos. También, a nivel nacional, la Ley de Residuos y Suelos Contaminados para una Economía Circular, aprobada en abril de 2022, dedica el título V a regular el impacto de productos plásticos en el medio ambiente, transponiendo así la Directiva sobre plásticos de un solo uso, y, a nivel regional, la Ley 4/2021 de Recuperación y Protección del Mar Menor, que introduce en sus artículos 45 y 63 la obligatoriedad de gestionar el plástico mediante gestor autorizado, tanto para actividades agrícolas como concesionarios portuarios, reconociéndose la necesidad de protección del mar frente a este tipo de residuos.

La costa de la Región de Murcia, se incluye dentro de la estrategia marina de la demarcación levantino-balear (RD 1365/2018), y aunque se identifica el mar Menor como una de las 4 zonas de potencial alto de aporte de basuras de origen terrestre, ninguna de sus playas ha sido incluida en el programa de seguimiento sobre basuras marinas, como tampoco se han incluido ninguna de las playas de la costa cartagenera, sin que se conozca, hasta la fecha, estudios publicados sobre la presencia o ausencia de microplásticos en el sedimento costero de las playas del mar Menor, y la incorporación de estos contaminantes a la cadena trófica, principalmente en especies de interés comercial, como es el caso de la dorada (*Sparus aurata*). Así mismo, tampoco hay publicados estudios sobre la distribución espacial y la degradación de microplásticos en sedimentos marinos y costeros de la Región de Murcia, siendo la presente Tesis Doctoral el primer documento enfocado al estudio y caracterización de estos.



## CAPÍTULO 2. OBJETIVOS

---

*“Si es una buena idea, no te detengas y ponla en marcha”*

**Grace Hopper**

## 2 OBJETIVOS

El objetivo principal de esta Tesis Doctoral es estudiar la presencia de microplásticos en sedimentos costeros y marinos del Campo de Cartagena: mar Menor, Cala Cortina y puerto de Cartagena, así como su evolución en el tiempo y su incorporación al medio biótico, a través del análisis de muestras de tracto gastrointestinal de *Sparus aurata* (dorada), especie de gran interés comercial en el mar Menor. Para ello, se contará en todos los casos con una metodología estándar para la extracción, caracterización física e identificación química de los microplásticos, que implique el menor número posible de etapas de análisis, el empleo de reactivos sencillos, de coste reducido y respetuosos con el medio ambiente, evitando así la generación y posterior gestión de residuos peligrosos. La metodología también incluirá la puesta en marcha de distintos protocolos de control de la calidad y prevención de la contaminación, necesarios para el tratamiento de las muestras en el laboratorio. En este sentido, se han fijado los siguientes objetivos específicos:

A) Para las muestras de sedimentos costeros del mar Menor:

1. Cuantificar la concentración de microplásticos en los sedimentos costeros recogidos de las distintas muestras de playas del mar Menor.
2. Clasificar los microplásticos aislados según su forma, tamaño y color, de acuerdo con las referencias de otros autores y con la finalidad de establecer comparaciones.
3. Identificar la composición polimérica de los microplásticos aislados mediante espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier.

4. Caracterizar los microplásticos atendiendo al grado de antropización del entorno donde han sido aislados, su situación respecto al cauce de ramblas, la subcuenca del mar Menor en la que se encontraron, la topología de la playa y el nivel de protección ambiental de la zona.
5. Analizar su evolución intra e interanual, especialmente si se produjeran episodios de depresión atmosférica aislada en niveles altos (DANA), con lluvias torrenciales e inundaciones en esta área.

B) Para las muestras de doradas (*Sparus aurata*) del mar Menor:

6. Establecer la concentración de microplásticos encontrados en el tracto gastrointestinal, estómago e intestino, de doradas.
7. Categorizar las variaciones en su concentración, tamaño, forma y color en función de la época estacional de captura de cada individuo.
8. Comparar los resultados obtenidos con referencias de otros autores en estudios similares realizados sobre organismos marinos.
9. Considerar su composición polimérica como indicio de las posibles fuentes de procedencia de los microplásticos.
10. Estudiar las relaciones entre la concentración de microplásticos y distintos parámetros biológicos de la dorada.

C) Para las muestras de sedimentos costeros de Cala Cortina y sedimentos marinos del puerto de Cartagena:

11. Determinar la concentración de microplásticos, su forma, color, tamaño y tipo de polímero, en función de la profundidad de la toma de muestra de sedimentos marinos del puerto de Cartagena.
12. Definir el tipo de microplástico identificado, su forma, color y tamaño según la distancia a la línea de pleamar para muestras de sedimentos costeros de Cala Cortina.
13. Contrastar los resultados obtenidos en sedimentos costeros de Cala Cortina con los indicados para otras playas del mar Mediterráneo, incluidas en el programa de seguimiento de microplásticos del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
14. Comprender la correlación que pueda existir entre procesos superficiales de degradación de microplásticos y su distribución espacial en ambos tipos de muestras, mediante el estudio del índice de carbonilo y vinilo.
15. Desarrollar modelos generalizados de regresión lineal para la predicción de los valores de cristalinidad del microplástico en función de ambos índices de carbonilo y vinilo.



## CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS

---

*“Soy una de esas personas que adora el porqué de las cosas”*

**Catalina La Grande**

### **3 ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS**

#### **3.1 Microplásticos: definición, propiedades, características y fuentes**

Actualmente, el plástico es uno de los materiales más usados en todo el planeta. Su versatilidad junto con su fuerza, ligereza, durabilidad, capacidad aislante y bajo precio han hecho que cada vez esté más presente en cualquier objeto que nos rodea. Prueba de ello, son sus cifras de producción, que han permanecido al alza durante los últimos 70 años pasando de 1,7 millones de toneladas en 1950 hasta 367 millones de toneladas de producidas en la actualidad (PlasticsEurope, 2012; PlasticsEurope, 2021).

El aumento exponencial de la producción de plástico, junto con la creciente demanda de plásticos de un solo uso implica un inevitable aumento de los residuos plásticos, y a pesar de que se está adoptando una tendencia hacia una economía circular en cuanto a la gestión del mismo (Calero *et al.*, 2021; Syberg *et al.*, 2022), la tasa actual de desechos plásticos generados es mayor de lo que las innovaciones tecnológicas y las mejoras en la eficiencia de los recursos pueden manejar (Dijkstra *et al.*, 2020). Por lo tanto, existe una presión creciente sobre su presencia el medio ambiente. Actualmente se estima que entre el 15%-40% del residuo plástico termina en los océanos (Crawford y Quinn, 2017a).

La basura marina, está formada por una amplia variedad de materiales, aunque las constituidas por plástico son las que se encuentran en mayor abundancia (Pasquini *et al.*, 2016; Arcangeli *et al.*, 2017; García-Rivera *et al.*, 2017). La exposición del plástico a la

acción de factores ambientales como la radiación ultravioleta y el oxígeno (Gewert *et al.*, 2015), capaces de producir modificaciones en la estructura química de los polímeros haciéndolos más débiles (Zhu *et al.*, 2020), la acción mecánica de las olas y la fricción de los granos de arena, que favorecen su abrasión física (Horton *et al.*, 2017), así como la acción enzimática de microorganismos (Auta *et al.*, 2018; Sánchez, 2020) son particularmente propicios en entornos marinos y costeros respecto a otras zonas naturales (Corcoran *et al.*, 2009), dando lugar a la fragmentación y degradación de los plásticos que llegan a alcanzar el tamaño de unas pocas micras (Andrady, 2017). Estos pequeños trozos de plástico son los que están cobrando más importancia en ambientes marinos, citándose su presencia tanto en fauna (Cimmaruta *et al.*, 2022; Kiliç y Yücel, 2022; Mistri *et al.*, 2022) como en ambientes marinos (Green *et al.*, 2016; Savinelli *et al.*, 2020; Xu *et al.*, 2020a).

Los primeros datos sobre abundancia de estas pequeñas partículas plásticas fueron aportados por Carpenter y Smith (1972), tras los estudios realizados en el mar de los Sargazos, y el término microplástico (MP) se utilizó por primera vez para definir a las partículas de plástico de tamaño microscópico en el trabajo de Thompson *et al.* (2004), ya que hasta entonces este término era utilizado para referirse a la deformación en orden de micropulgadas que sufrían los materiales plásticos cuando se les aplicaba una carga determinada (Ingram *et al.*, 1968).

No obstante, el término MP se ha ido redefiniendo continuamente en cuanto a los límites de tamaño, ya que han variado de un estudio a otro, con rango comprendido en 10 mm y 1 mm (Derraik, 2002; Betts, 2008; Graham y Thompson, 2009; Barnes *et al.*, 2009;

Ryan *et al.*, 2009; Browne *et al.*, 2010; Claessens *et al.*, 2011), a pesar de que la definición más utilizada ha sido la propuesta por Arthur *et al.* (2009), que establecieron el límite de tamaño en 5 mm. En el año 2015, el Grupo de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino (GESAMP), aportó una nueva definición de MP para referirse a plásticos con un tamaño de partícula comprendido entre 1  $\mu\text{m}$  y 5 mm (GESAMP, 2015), incluyendo también a las partículas en el rango de nanopartículas (1 nm) (GESAMP, 2016). Finalmente, a partir de 2019, cuando se publica el informe de la Agencia Europea de Sustancias Químicas (ECHA), se redefine el término MP, para referirse al material polimérico, sólo o mezclado con aditivos y otros compuestos, cuyo tamaño queda comprendido entre 1  $\mu\text{m}$  y 5 mm cuando se trata de materia particulada, o entre 3  $\mu\text{m}$  y 15 mm para fibras, con una relación longitud-diámetro superior a 3 para estas últimas (ECHA, 2019).

Los MP existen en todo tipo de formas y colores. Según su origen los MP pueden clasificarse en primarios, cuando han sido producidos en tamaño microscópico (Cole *et al.*, 2011; Wright *et al.*, 2013a) y tienen, generalmente, forma esférica y uniforme (Browne *et al.*, 2010), o secundarios, cuando el plástico adquiere el tamaño microscópico por descomposición o degradación de otros fragmentos de tamaño superior (Ryan *et al.*, 2009; Cole *et al.*, 2011; Horton *et al.*, 2017); en este caso, su forma es más difícil de determinar (Cole *et al.*, 2013). Para ayudar en la identificación de MP y con objeto de garantizar resultados lo más estandarizados posibles y comparables, Crawford y Quinn (2017a) desarrollaron un sistema estandarizado de clasificación por tamaño y color conocido por sus siglas en inglés (SCS), tal y como se muestra en la Figura 3.1.

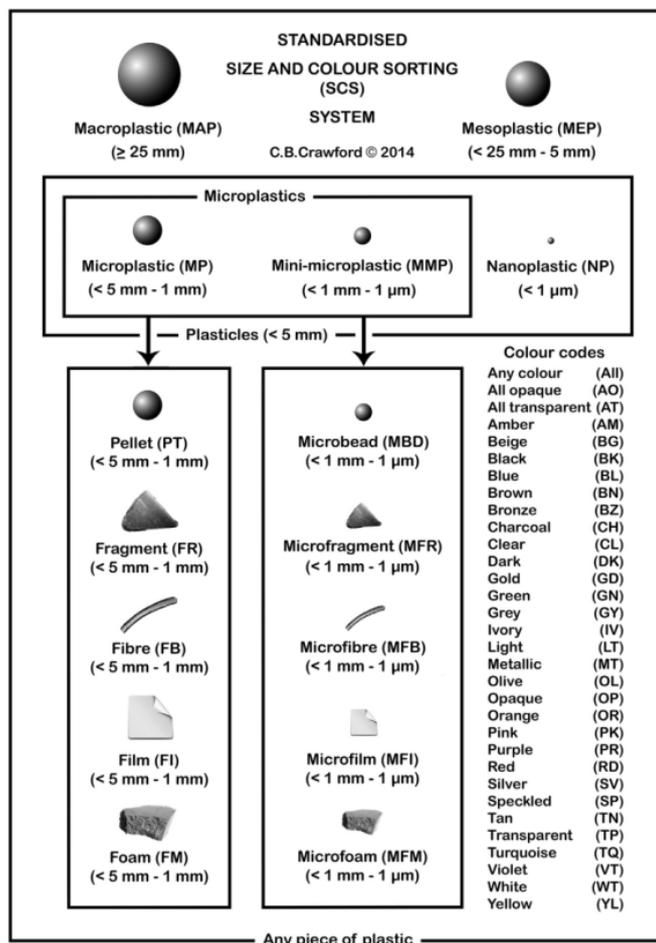


Fig. 3.1. Sistema estandarizado de clasificación por tamaño y color (SCS) (Fuente: Crawford y Quinn, 2017a).

Determinar las fuentes por las que llegan los MP a los ambientes marinos y costeros es una tarea compleja; se estima que cerca del 80% del plástico que llega al mar procede de fuentes terrestres (Sherrington *et al.*, 2016). Por otro lado, la liberación de MP al medio ambiente puede proceder de un gran número de fuentes; cabe destacar que a

nivel nacional, la mayor demanda de plástico procede del sector del envase y embalaje, que acaparó en 2020 el 40,50% del total producido, seguido por la construcción con el 20,40 % y por la industria de la automoción con el 8,80% (PlasticsEurope, 2021).

En Europa, algunos países como Alemania, Noruega o Suecia han determinado las posibles fuentes de MP al medio marino, y han desarrollado modelos para estimar de manera cuantitativa las aportaciones de cada una de las fuentes. Basándose en estos trabajos, el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX, 2017b) realizó un estudio similar en España, centrándose en el análisis de los principales sectores que pueden actuar como fuente directa de aporte de MP al medio marino, sin contemplar los MP que proceden de la fragmentación y degradación en tierra, en la costa o en el propio mar a partir de objetos de mayor tamaño. En la Tabla 3.1 se resumen las fuentes consideradas, los principales materiales plásticos emitidos, así como las emisiones de MP estimadas en dicho estudio. Los resultados señalan a la pérdida de pellets plásticos durante la producción, transformación y resto procesos logísticos como principal fuente de emisión de MP en España, seguido del desgaste de los neumáticos. Estos resultados también se obtuvieron en las estimaciones llevadas a cabo en Alemania (Essel *et al.*, 2015), mientras que Noruega, Dinamarca y Suecia situaron como fuente de emisión principal el desgaste de neumáticos (Magnusson *et al.*, 2014; Sundt *et al.*, 2014; Lassen *et al.*, 2015).

En cuanto a las fuentes indirectas, cabe señalar que aunque el Mediterráneo representa menos del 1% de la superficie marina mundial, contiene alrededor del 7% del total de MP encontrados, la mayoría procedentes de la mala gestión de los residuos y

plásticos de un solo uso utilizados en las zonas costeras (Ziebarth *et al.*, 2019), cifra que podría ir en aumento tras la pandemia de Covid-19 (Novillo *et al.*, 2020).

Tabla 3.1. Estimación de emisiones al medio marino según fuentes de emisión (Fuente: CEDEX, 2017a).

Fuente	Posibles materiales emitidos	Estimación de emisiones al medio marino (t/año)
Pellets(Pre-Producción)	Poliolefinas, poliésteres, vinílicos, estirénicos, acrílicos, otros	5.710
Desgaste Neumáticos	Caucho sintético (SBR, BR, IR), negro de humo, sílice amorfa, rayón, (nylon), poliéster.	1.733–4.208
Pinturas y barnices	Poliuretano, epoxi, vinilos, lacas	425,4–714,1
Productos Cosméticos	Nylon-12 (poliamida-12) Nylon-6, Poli (Tereftalato de butileno), Poli (Isoteraftalato de etileno), Poli (Teraftalato de etileno), Polimetacrilato de metilo, Poli (Teraftalato de pentaeritritol), Poli (Tereftalato de propileno), PE, PP, PS, Teflón, PUR, Poliacrilato, copolímeros de acrilatos, alilo/estearato de acetato, Etileno/Propileno/Estireno, Etileno/ Polimetilmetacrilato, Etileno/ Polímero de acrilato, Butileno/Etileno/Estireno, Copolímero de acrilato de estireno, Copolímero de acrilato de estireno, Trimetilsiloxisilicatos (Resina de siliconas)	80,09
Lavado Ropa Sintética	Poliéster, Acrílico, Polipropileno, Poliamidas (Nylon)	37,0–450,4
Césped sintético	Nylon, PP, PE, caucho SBR, PVC, PUR espumado	24,3–166,2
Detergentes	Varios	4,5

### **3.2 Metodología de extracción y caracterización de microplásticos en medio marino**

La caracterización de MP en medio marino se basa en una metodología de trabajo en 3 etapas, que consisten en toma de la muestra, extracción de micropartículas y caracterización de MP (física, morfológica y química). Sin embargo, cada una de estas etapas puede llevarse a cabo usando distintas técnicas analíticas, tal y como se ha comprobado en los distintos trabajos analizados en sedimentos y organismos (Vianello *et al.*, 2013; Dekiff *et al.*, 2014; Lots *et al.*, 2017; Yu *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019a).

Por un lado, la toma de muestras para análisis de MP en sedimentos costeros, es relativamente fácil y no requiere más que el uso de materiales, como una espátula de metal, un marco para especificar el área de muestreo y un recipiente para almacenar el sedimento, evitando siempre que sea posible el uso de plástico (Löder y Gerdts, 2015). Así, en la revisión de Hanvey *et al.* (2017), se define este mismo método como el más común para el estudio de MP en sedimentos de playa y costa, aunque la variedad de unidades de medida de masa, volumen o superficie en la que se expresa este tipo de muestreo se presenta como el mayor inconveniente, tal y como indican Hidalgo-Ruz *et al.* (2012) o Van Cauwenberghe *et al.* (2015).

Por su parte, en la extracción de MP, y especialmente para el estudio de sedimentos, la separación por densidad es la técnica más empleada (Yao *et al.*, 2019) y el cloruro de sodio (NaCl) la sal más usada (Ng y Obbard, 2006; Claessens *et al.*, 2011; Vianello *et al.*, 2013; Mathalon y Hill, 2014; Yu *et al.*, 2016; Graça *et al.*, 2017; Peng *et*

*al.*, 2017). Aunque en la última década se han empleado sales nuevas para los procesos de extracción por densidad, autores como Claessens *et al.* (2013) o Bellasi *et al.* (2021) ya indicaron que el 77% y el 45%, respectivamente, de todos los estudios que utilizaban una técnica de separación por densidad empleaban una disolución de NaCl. Sin embargo, algunos autores se han decidido por el uso de disoluciones de extracción más densas, como es el caso del politungstato de sodio [ $\text{Na}_6(\text{H}_2\text{W}_{12}\text{O}_{40})$ ,  $\rho = 1,4 \text{ g/ml}$ ] (Corcoran *et al.*, 2009), yoduro de potasio [KI,  $\rho = 1,5 \text{ g/ml}$ ] (Abayomi *et al.*, 2017), cloruro de cinc [ $\text{ZnCl}_2$ ,  $\rho = 1,6\text{--}1,7 \text{ g/ml}$ ] (Coppock *et al.*, 2017; Lo *et al.*, 2018; Vermeiren *et al.*, 2020), o dihidrógeno-fosfato de sodio [ $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ ,  $\rho = 1,51 \text{ g/ml}$ ] (Zhang *et al.*, 2020c), entre otras, que resultan más tóxicas (cloruro de cinc), más difíciles de disponer en determinados países (politungstato de sodio) (Peng *et al.*, 2017) o más caras (yoduro de potasio). Por ello, Miller *et al.* (2017) ya indicaron que existe la necesidad de establecer un enfoque confiable, estandarizado y eficiente para la separación y caracterización de MP, especialmente en sedimentos, que ponga énfasis en la determinación de las tasas de recuperación.

En la identificación de MP, la digestión de la muestra se hace siempre necesaria cuando presenta un alto contenido en materia orgánica, como es el caso de los sedimentos marinos y las muestras biológicas estudiadas en la presente Tesis Doctoral. La eliminación de la materia orgánica se realiza con distintos procedimientos, basados en tratamientos ácidos ( $\text{HNO}_3$ , HCl), alcalinos (NaOH, KOH), oxidativos ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) o enzimáticos (tripsina, proteasa, pepsina, etc.) (Fernández-González *et al.*, 2022), sin que exista ningún protocolo específico en función del tipo de muestra o matriz (Kor *et al.*,

2020). De acuerdo con Monteiro y da Costa (2022), los métodos oxidativos (67%) y alcalinos (20%) son los más utilizados, seguidos de las estrategias ácidas y enzimáticas (9% y 6%, respectivamente). Estos resultados pueden deberse a la relación coste-beneficio y tiempo de aplicación del proceso.

Así, por ejemplo, los métodos ácidos, aunque consiguen degradar la materia orgánica de manera eficaz, también degradan los polímeros, alterando las tasas de recuperación, mientras que los métodos enzimáticos, aunque muy eficientes, resultan caros y lentos (Fu *et al.*, 2020; Torres y De la Torre, 2021). Por su parte, la digestión oxidativa en H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, a pesar de necesitar tiempos de reacción largos y de que su eficacia dependa del contenido en materia orgánica, no tiene impacto sobre los MP y, por tanto, no interactúa con la identificación posterior por medio de espectros. En el caso de la digestión alcalina con KOH, su eficacia está ligada a la concentración en la que se presenta en la disolución, pero acorta los tiempos de reacción respecto de la anterior (Zhang *et al.*, 2020c). Entre las desventajas de los métodos oxidativos y alcalinos se han descrito algunos efectos moderados sobre los MP, en comparación con las digestiones ácidas (Prata *et al.*, 2019a), como la pérdida de superficie y masa de polímeros de PE y PA (Hurley *et al.*, 2018a; Prata *et al.*, 2019b; Vermerien *et al.*, 2020), alteraciones en los espectros de absorción (Yan *et al.*, 2020) y cambios en color o en tasas de recuperación en NYL, PET y PVC (Karami *et al.*, 2017a).

Aunque comúnmente se describe que las digestiones oxidativas resultan más eficaces en la eliminación de materia orgánica en muestras abióticas (Prata *et al.*, 2019b, Torres y De la Torre, 2021) y las alcalinas para las muestras biológicas (Tirkey y

Upadhyay, 2021), revisiones como la de Fu *et al.* (2020) o la de Pérez-Guevara *et al.* (2021) revelan que se utilizan indistintamente. La digestión de tejido animal con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30% para la identificación de MP ha sido descrita por Jabeen *et al.* (2017), que aislaron MP en el 100% de las muestras de estómago e intestino de los peces marinos analizados, identificando 26 tipos de polímeros distintos; o por Su *et al.* (2019) que identificaron 10 tipos de polímeros, destacando PEST (37%), PP (11%) y PE (10%). De la misma manera, el uso de KOH al 10% en la digestión de sedimentos ha reportado tasas de recuperación de MP del 90% (Liu *et al.*, 2021c) y ha permitido identificar polímeros como PET, NYL o PVC (Bucol *et al.*, 2020; Fraser *et al.*, 2020; Chouchene *et al.*, 2021). Fernández-González *et al.* (2022) indicaron que tanto el KOH como el H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> resultan eficaces, con afecciones no significativas sobre los polímeros, y que pueden usarse para eliminar la materia orgánica de las muestras ambientales marinas, cuando se utilizan a baja concentración y temperatura.

Según la recopilación realizada por Qiu *et al.* (2016) la estereomicroscopía es la principal técnica empleada en la caracterización física y morfológica de MP, en muestras de sedimento, agua y organismos, respecto al resto de técnicas aplicables (microscopía binocular, microscopía fluorescente y microscopía electrónica de barrido). En la identificación química de los MP, las técnicas más reportadas son las que se basan en métodos térmicos y en métodos espectrales. Dentro de las técnicas térmicas, se encuentran principalmente la cromatografía de gases acoplada a desorción térmica (TED-GC-MS) o pirolisis (PyGC-MS), que se caracterizan por no necesitar tratamiento previo de la muestra (da Costa *et al.*, 2019; Ye *et al.*, 2022), permiten el conteo del número de

partículas (Simon-Sánchez *et al.*, 2022) y la realización de análisis cualitativo y cuantitativo de los plásticos simultáneamente (Li, *et al.*, 2020e). Sin embargo, resultan poco habituales en comparación con los métodos espectrales basados en espectrometría infrarroja con transformada de Fourier (FTIR) y sus variantes (ATR-FTIR,  $\mu$ FTIR), reportadas como la técnicas más utilizadas (Kunz *et al.*, 2016; Abayomi *et al.*, 2017; Constant *et al.*, 2019; Korez *et al.*, 2019; Jeyasanta *et al.*, 2020), seguida de la espectroscopía Raman (Van Cauwenberghe *et al.*, 2013; Lots *et al.*, 2017; Edo *et al.*, 2019; Patchaiyappan *et al.*, 2021). Esto se debe, probablemente, a que las técnicas térmicas son métodos destructivos que implican un elevado tiempo de procesamiento (Rocha-Santos *et al.*, 2015; Simon-Sánchez *et al.*, 2022; Ye *et al.*, 2022), mientras que las técnicas espectrales son no destructivas y muy precisas (Prata *et al.*, 2019a) y, aunque la espectroscopía Raman presenta un mayor límite de detección de tamaño (1  $\mu$ m frente a 20  $\mu$ m en FTIR) y genera menor interferencia en el resultado en comparación con FTIR (Perumal y Muthuramalingam, 2022), requiere un mayor tiempo de procesamiento (Monteiro y da Costa, 2022) y puede presentar interferencias con la fluorescencia y emisiones de fondo (Araujo *et al.*, 2018), lo que explicaría que entre el 60% y el 80% de los estudios revisados por Ugwu *et al.* (2021), Simon-Sánchez *et al.* (2022) y Perumal y Muthuramalingam (2022) utilizaran FTIR para la identificación química de MP, frente al 18–19% de los estudios que usaron espectroscopía RAMAN (Fu *et al.*, 2020; Fernández-González *et al.*, 2022). De acuerdo con varios autores (Qiu *et al.*, 2016; Hanvey *et al.*, 2017; Renner *et al.*, 2018; Bohdan, 2022), la espectrometría infrarroja con transformada de Fourier (FTIR) para la identificación de MP en ambientes marinos predomina sobre el

resto de las técnicas, seguida de espectrofotometría Raman, por ser técnicas fiables y reproducibles.

### **3.3 Presencia y abundancia de microplásticos en medio marino**

#### **3.3.1 Introducción**

A nivel mundial, existe una creciente preocupación por la presencia y abundancia de microplásticos en mares y océanos, tanto en la superficie del agua como en sedimentos marinos y costeros; así como por sus posibles efectos en estos ecosistemas. Una prueba de ello es que al introducir en un motor de búsqueda de base científica como “ScienceDirect” la palabra “microplastic”, nos devuelve 14.981 resultados en los últimos 25 años (fecha de consulta 25 de octubre de 2022; Figura 3.2), de los que el 75,53% de los resultados corresponden a 5 últimos años (2019-2023), y el 68,65 % son artículos originales de investigación.

#### **3.3.2 Distribución espacial y abundancia de microplásticos en superficie marina y columna de agua**

Desde la década de los 70, se han realizado decenas de expediciones para conocer la abundancia de MP en los océanos, principalmente, en las zonas de acumulación del Atlántico y Pacífico Norte (Van Sebille *et al.*, 2015). Según los modelos predictivos de

Lebreton *et al.* (2012) y Maximenko *et al.* (2012), los centros de los cinco giros subtropicales presentan las concentraciones de MP más altas, coincidiendo, con las zonas de mayor acumulación de basuras marinas.

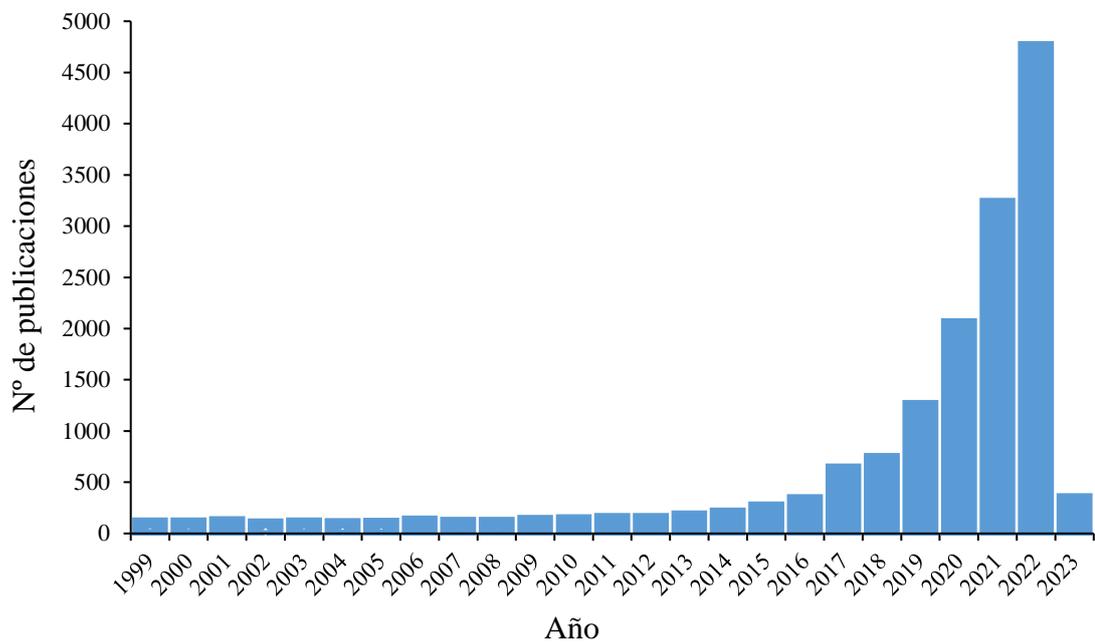


Fig. 3.2. Evolución de publicaciones sobre microplásticos en “ScienceDirect”.

La abundancia global de MP flotantes estimadas muestran resultados que fluctúan en función de los modelos predictivos utilizado; por ejemplo, las estimaciones de Eriksen *et al.* (2014), basadas en el modelo oceanográfico de Lebreton *et al.* (2012), indican una

abundancia de 66.140 toneladas de plástico flotante con tamaños comprendidos entre 0,33–200 mm, mientras que las estimaciones obtenidas por Cózar *et al.* (2014), basadas en el modelo oceanográfico de Maximenko *et al.* (2012), indican que el plástico flotante alcanza valores entre 7.000 y 35.000 toneladas para un tamaño de partícula de 0,20–100 mm. No obstante, los resultados obtenidos por Cózar *et al.* (2014) y Eriksen *et al.* (2014) no resultan tan dispares al compararlos con los del modelo desarrollado por Van Sebille *et al.* (2015), que indicaron abundancias entre 15 y 51 billones de MP, con un peso de entre 93.000 y 236.000 toneladas.

A escala mediterránea, los resultados obtenidos por Van Sebille *et al.* (2015) indicaron resultados similares al modelo de Lebreton *et al.* (2012), que predijeron concentraciones de MP muy altas en la cuenca oriental, en oposición con el modelo Maximenko *et al.* (2012). Sin embargo, es el estudio realizado por Lambert *et al.* (2020) el que proporciona la primera estimación de basuras marinas flotantes (>30 cm) en el mar Mediterráneo, situando la abundancia media en  $1,5 \pm 0,1$  ítems/km<sup>2</sup> y las densidades más altas en las cuencas central y occidental. No obstante, de acuerdo con los resultados del modelo de Liubartseva *et al.* (2018), la cuenca mediterránea actúa como sistema disipativo respecto a los plásticos que flotan en la superficie, siendo las costas y el fondo del mar los verdaderos sumideros de plásticos, con poca probabilidad de cualquier acumulación a largo plazo de plásticos en la superficie del Mediterráneo.

La recopilación de datos realizada por Cincinelli *et al.* (2019), sobre abundancia, origen, distribución y composición de los MP en la superficie del Mediterráneo confirma la heterogeneidad de los mismos, y muestra diferencias importantes entre las subcuencas;

de acuerdo a este trabajo, las concentraciones medias máximas de MP varían entre 1.518.340 ítems/km<sup>2</sup> en el Mediterráneo oriental (van der Hal *et al.*; 2017), 472.000±201.000 ítems/km<sup>2</sup> del Mediterráneo central (Gajšt *et al.*, 2016) y 116.000 ítems/km<sup>2</sup> para el noroeste del Mediterráneo occidental (Collignon *et al.*, 2012). De acuerdo con este trabajo de investigación, las áreas del Mediterráneo central presentan mayores concentraciones de MP respecto a las occidentales. Sin embargo, en los estudios sobre macro, meso y MP en el Mediterráneo central (Ruiz-Orejón *et al.*, 2016) y occidental (Ruiz-Orejón *et al.*, 2018), las concentraciones más altas (4.576.115 ítems/km<sup>2</sup>) aparecieron en las costas occidentales respecto de las centrales, destacando para ambas costas una alta prevalencia de la fracción MP.

Tal y como se muestra en la Tabla 3.2, a pesar de la variabilidad de datos en cuanto a distribución y concentración de MP, todos los estudios confirman su ubicuidad y persistencia en ambientes marinos.

Además de acumularse en la superficie de mares y océanos, los microplásticos pueden ocupar diversos estratos en la columna de agua debido a la diferencia de densidades entre el material plástico del que están compuestos y la densidad del agua de mar, pero también, debido a la alteración de sus propiedades físico-químicas originadas por la adherencia de otras partículas o sustancias sobre su superficie (Wang *et al.*, 2019; Gómez *et al.*, 2020), quedando así disponibles para toda la biota que vive y se alimenta en los distintos estratos. Sin embargo, las investigaciones sobre la abundancia y composición de MP en la columna de agua son aún limitadas (Tabla 3.3).

Tabla 3.2. Concentración de MP y basuras plásticas flotantes en las subcuencas del Mediterráneo (Fuente: elaboración propia a partir de Cincinelli et al., 2019).

Subcuenca mediterránea	Lugar de muestreo	Concentración media partículas (ítems/km <sup>2</sup> )	Tipo de partícula	Referencia
Occidental	Mar de Liguria	116.000	MP	Collington <i>et al.</i> (2012)
	Bahía Calvi (Mar Liguria)	62.000	Meso-MP	Collington <i>et al.</i> (2014)
	Mar de Liguria	125.930 ± 132.485	Basuras plásticas flotantes	Pedrotti <i>et al.</i> (2016)
	Golfo de León	112.000	MP	Schmidt <i>et al.</i> (2018)
	Mar de Liguria	82.000 ± 79.000	MP	Fossi <i>et al.</i> (2017)
	Islas Baleares	4.576.115	Macro-Meso-MP	Ruiz-Orejón <i>et al.</i> (2018)
Central	Mediterráneo (SO Malta)	1.300	Basuras plásticas flotantes	Morris (1980)
	Mar Adriático	472.000 ± 201.000	MP	Gajšt <i>et al.</i> (2016)
Oriental	Costa israelí	1.518.340	MP	Van der Hal <i>et al.</i> (2017)
	Mar Egeo	16.339-520.213	MP	Güven <i>et al.</i> (2017)
	Mar Egeo	37.600	MP	Gündogdu (2017a)
	NE levantino costa de Turquía	1.067.120	MP	Gündogdu y Cevik. (2017b)
Mediterráneo central y occidental	Mar Cerdeña, Tirreno, Jónico y Adriático	147.500	Basuras plásticas flotantes	Ruiz-Orejón <i>et al.</i> (2016)

En general, de las investigaciones consultadas se desprende una alta heterogeneidad en los niveles de concentración, tipos y tamaño de MP presentes en los distintos estratos de la columna de agua. Por ejemplo, en el Atlántico oriental se han encontrado concentraciones de MP en aguas subsuperficiales que varían desde  $0,24 \pm$

0,35 MP/m<sup>3</sup> en muestras tomadas a 20 cm de profundidad, hasta  $2,46 \pm 2,43$  MP/m<sup>3</sup> a 3 m de profundidad, fundamentalmente bajo la forma de fibra (Lusher *et al.*, 2014; Frère *et al.*, 2017). Estas variaciones podrían explicarse por la densidad del propio polímero, por la acción de variables tales como salinidad y temperatura, o por la metodología de muestreo del agua (Baini *et al.*, 2018; Uurasjärvi *et al.*, 2021).

Incrementar el número de estudios de MP en la columna de agua mejorará la capacidad para predecir, entre otros, la carga de plástico en el mar, el patrón de deriva y el impacto en las especies y hábitats marinos (Reissner *et al.*, 2015).

*Tabla 3.3. Estudios analizados sobre abundancia y caracterización de microplásticos en la columna de agua.*

Lugar de muestreo	Profundidad (m)	Concentración media partículas (MP/m <sup>3</sup> )	Referencia
Atlántico nororiental	3	$2,46 \pm 2,43$	Lusher <i>et al.</i> (2014)
Atlántico oriental	11	$1,15 \pm 1,45$	La Daana <i>et al.</i> (2017)
Atlántico oriental	0,2	$0,24 \pm 0,35$	Frère <i>et al.</i> (2017)
Mar Báltico	0–217	$0,40 \cdot 10^{-3} \pm 0,58 \cdot 10^{-3}$	Bagaev <i>et al.</i> (2018)
Atlántico oriental	21–75	$0,92 \pm 0,61$	Uurasjärvi <i>et al.</i> (2021)
Golfo de Finlandia	$48 \pm 26$	$0,44 \cdot 10^{-3} \pm 0,52 \cdot 10^{-3}$	Uurasjärvi <i>et al.</i> (2021)
Noreste Atlántico	>2.200	70,8	Courtene-Jones <i>et al.</i> (2017)
Noreste Pacífico	4,5	$2.080 \pm 2.190$	Desforges <i>et al.</i> (2014)
Mediterráneo occidental	2–120	0,26	Baini <i>et al.</i> (2018)

### 3.3.3 Microplásticos en sedimentos marinos

La presencia de MP también ha sido confirmada en sedimento marino, con porcentajes de abundancia superiores a los obtenidos para superficie y columna de agua (Koelmans *et al.*, 2017), lo que resulta coherente al considerarse un importante sumidero del plástico marino (Thompson *et al.*, 2004; Koelmans *et al.*, 2017). El número de estudios en sedimentos marinos en zonas profundas es aún muy limitado en comparación con los estudios en sedimentos de playas y costas, conformando el 10% de ellos estudios (Phuong *et al.*, 2021); esto es probablemente debido a los altos costes de la investigación y a las dificultades logísticas para la toma de muestras (Barrett *et al.*, 2020).

De nuevo, la abundancia, tamaño, composición y distribución de MP en sedimentos marinos dependen tanto del lugar y del método de muestreo como la metodología de detección utilizados (Tabla 3.4). Así, por ejemplo, los valores medios mínimos y máximos obtenidos en el mar de China meridional y oriental presentan ligeras diferencias, oscilando entre 49-279 MP/kg s.s. (Tsang *et al.*, 2017) y 20-40 MP/kg s.s. (Peng *et al.*, 2017) respectivamente. Zhang *et al.* (2019a) obtuvieron valores medios de  $13,4 \pm 0,6$  MP/100 g s.s. en muestras del mar Amarillo meridional y el mar de China oriental, y Wang *et al.* (2020a) encontraron una abundancia media de  $150,4 \pm 86,2$  MP/kg s.s. en los sedimentos tomados en alta mar en el Golfo de Tailandia. La mayoría de estos autores identifican a las fibras azules y transparentes como forma y color más abundantes. En el Atlántico, se han encontrado concentraciones de MP inferiores a las obtenidas en sedimentos marinos de China y Tailandia; así, en la bahía de Brest, la abundancia media

fue de  $0,97 \pm 2,08$  MP/kg s.s. (Frère *et al.*, 2017), mientras que en muestras tomadas en el sur de Portugal se alcanzaron valores medios hasta diez veces más altos ( $0,01 \pm 0,001$  MP/g) (Frias *et al.*, 2016). En el Mediterráneo, Mistri *et al.* (2017), en su análisis de basuras plásticas en sedimentos tomados en mar abierto, encontraron que tanto MP como mesoplásticos (entre 5 y 20 mm) fueron los más abundantes, representando el 65,1% y 30,3%, respectivamente, mientras que los macroplásticos (mayores de 20 mm) solo representaron el 4,6% del total de plásticos aislados. De igual forma, Cincinelli *et al.* (2021) obtuvieron en sedimentos marinos del mar Negro una abundancia promedio de 106,7 MP/kg de sedimento, siendo ésta unas 10 veces mayor en zonas de la plataforma que en los sedimentos de las profundidades marinas.

*Tabla 3.4. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento marino.*

Lugar de muestreo	Concentración media MP	Forma	Polímero	Tamaño promedio	Referencia
Atlántico	$0,01 \pm 0,001$ MP/g	FB, FR	Rayón, PP	-	Frias <i>et al.</i> (2016)
Atlántico oriental	$0,97 \pm 2,08$ MP/kg s.s.	-	PE:67% PP:30%	-	Frère <i>et al.</i> (2017)
Mar china Meridional (Pacífico)	49–279 MP/kg s.s.	FR, FB, BD	PP:50,9% HDPE:26,4%, LDPE:18,2%	-	Tsang <i>et al.</i> (2017)
Mar China Oriental (Pacífico)	$121 \pm 9$ MP/kg s.s.	FB:93%	Rayón, PEST	<1mm (58%)	Peng <i>et al.</i> (2017)

Tabla 3.4. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento marino (cont.).

Lugar de muestreo	Concentración media MP	Forma	Polímero	Tamaño promedio	Referencia
Mar Adriático	-	-	PE, PP, NYL, LLDP, EVOH, TPU	<5mm (65,1%)	Mistri <i>et al.</i> (2017)
Atlántico y Mediterráneo	0,5 MP/25 cm <sup>2</sup>	-	-	75–161 μm	Van Cauwenberghe <i>et al.</i> (2013)
Mediterráneo	13,4 ± 3,5 MP/50 ml	FB	Rayón:56,9%	2–3 mm	Woodall <i>et al.</i> (2014)
SE Australia (Pacífico)	3,4 MP/ml	FB:84% MPP:16%	-	-	Ling <i>et al.</i> (2017)
Mar Amarillo y Mar China Oriental (Pacífico)	13,4 ± 0,6 MP/100 g s.s.	FB:77%	Celofán: 37,2% PET:21,6% PE:17,6% PEST:11,8% Acrílico:9,8%	-	Zhang <i>et al.</i> (2019a)
Golfo Tailandia (Pacífico)	150,4 ± 86, MP/kg s.s.	FB:87,9%, BD:7,9%	Rayón:37% PEST:16% Resina Epoxi:5% PE:3% NYL:3% PVA:2% PVC:2% PP:1% PA:1%	0,5–1mm (>70%)	Wang <i>et al.</i> (2020a)
Mar China Oriental	13,2 ± 6,0 MP/50 g s.s.	FB:63%, FR:16% BD:15% FI:6%	-	100–500 μm	Li <i>et al.</i> (2020a)
Noreste Atlántico	0,197 ± 0,129 MP/g	FB:89% FR:10% FI:1%	PEST:80% PP:6%	0,06-12 mm	Courtene-Jones <i>et al.</i> (2020)
Mar Negro	106,7 MP/kg	-	PE PP	-	Cincinelli <i>et al.</i> (2021)

### 3.3.4 Microplásticos en sedimentos costeros

Los sedimentos costeros son uno de los destinos finales de los MP en el medio marino (Woodall *et al.*, 2014). Según Van Cauwenberghe *et al.* (2015), los primeros estudios sobre MP en sedimentos costeros tuvieron lugar al final de la década de los 70; aunque todos ellos estaban centrados en pellets de resina, dejaron constancia de su presencia en distintas partes del planeta (Gregory, 1977, 1978 y 1983; Shiber, 1979 y 1982). No es hasta principios del siglo XXI cuando comienzan a publicarse otros estudios informando sobre la presencia y composición de diversos polímeros MP en sedimentos costeros de todo el mundo, aportando información sobre su abundancia, forma, y color (Tabla 3.5).

Así, en la costa oeste de la India, la concentración media se sitúa en  $220 \pm 50$  MP/kg s.s., siendo estos valores superiores a los obtenidos en dos zonas de la costa sureste, con medias de  $45 \pm 120$  MP/kg s.s. y  $81 \pm 60$  MP/kg s.s. (Tiwari *et al.*, 2019). Al este del golfo de Bengala, la abundancia media se sitúa en  $414,35 \pm 87,4$  MP/kg s.s. (Patchaiyappan *et al.*, 2020), mientras que en sedimentos costeros localizadas en golfos cerrados como el golfo Pérsico, la concentración media reportada es de  $13,5$  MP /kg s.s. (Abayomi *et al.*, 2017), inferior a la obtenida en el golfo de Omán, donde Kor *et al.* (2020) obtuvieron unos valores medios mínimo y máximo de  $138,3 \pm 4,5$  y  $930,3 \pm 49,1$  MP/kg s.s., respectivamente. Para el estrecho de Ormuz, zona de conexión entre los dos golfos anteriores, la concentración media mínima apareció en sedimentos de la costa más cercana al golfo de Omán y la más alta junto al golfo Pérsico (Naji *et al.*, 2017b). En sedimentos de la costa sur de Sudáfrica, Nel y Froneman (2015) publicaron

concentraciones medias mínima y máxima de  $688,9 \pm 348,2$  y  $3.308 \pm 1.449$  MP/m<sup>2</sup>, respectivamente.

En las playas de la costa del Pacífico oeste, la concentración media en sedimentos costeros obtenidas por Fok y Cheung (2015) en playas de Hong Kong, con la influencia de un río cercano, fue de 5.595 MP/m<sup>2</sup>, diez veces mayor a la obtenida por Bridson *et al.* (2020) en sedimentos intermareales de las playas de Auckland (Nueva Zelanda) (459 MP/m<sup>2</sup>), situadas en la costa suroeste. Estos últimos resultados son más parecidos a los obtenidos a lo largo de la costa este del Pacífico, donde el valor medio máximo en sedimentos de la costa mejicana se sitúa en 545,8 MP/m<sup>2</sup> (Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020), o también en zonas intermareales y supramareales de playas de la costa de Lima, con un valor medio de  $489,7 \pm 143,5$  MP/m<sup>2</sup> (De-la-Torre *et al.*, 2020a). Las concentraciones más bajas se han encontrado en la costa sureste del Pacífico (Chile), con un valor medio de 27 MP/m<sup>2</sup> (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2013).

En sedimentos costeros del Atlántico, se han hallado concentraciones medias que varían desde los 25 MP/m<sup>2</sup> en playas uruguayas (Lozoya *et al.*, 2016) a 2,3 MP/kg s.s. en playas bañadas por el mar del Norte (Dekiff *et al.*, 2014), resultando estos valores mucho más bajos a los indicados por Lots *et al.* (2017) para el mar del Norte y el Atlántico, con medias de 131 y 238 MP/kg s.s., respectivamente.

En las costas del Mediterráneo, igual que para el resto de las costas analizadas, la abundancia de MP varía de un lugar a otro, aunque todas las concentraciones han resultado ser relativamente altas. Por ejemplo, Vianello *et al.* (2013) encontraron abundancias que variaron de 672 a 2.175 MP/kg s.s. sedimentos costeros de la laguna de

Venecia, muy por encima de los publicados por Piperagkas *et al.* (2019) al norte de Creta ( $85 \pm 141$  MP/kg s.s.). En la costa de Túnez, la concentración media obtenida por Abidli *et al.* (2018) ( $141,20 \pm 25,98$  MP/kg s.s.) es aproximadamente cuatro veces inferior a la encontrada por Misawi *et al.* (2020) ( $606$  MP/ kg s.s.). En la costa mediterránea española, la abundancia media publicada oscila entre  $10,7$  MP/kg en la costa de Tarragona (Expósito *et al.*, 2021) y  $422 \pm 119$  MP/kg s.s. para las playas del borde norte del delta del Ebro (Simon-Sánchez *et al.*, 2019), ambos muy por debajo de los valores indicados por Alomar *et al.* (2016) en sedimentos de playas en las Islas Baleares, donde la concentración media máxima fue  $0,90 \pm 0,10$  MP/g.

Se puede decir, por tanto, que los sedimentos costeros del Mediterráneo acumulan una gran cantidad de MP, especialmente si los comparamos con otros mares cerrados como el mar Negro, donde las concentraciones medias obtenidas varían de  $4,2 \pm 0,95$  a  $2,6 \pm 0,95$  MP/m<sup>2</sup> (Sibirtsova, 2016), o las costas del sur del mar Caspio, con una abundancia media de  $107,6$  MP/Kg (Mehdina *et al.*, 2020). De acuerdo con los estudios consultados, la mayoría de los MP se correspondieron con fibras de PE y PP.

Muchos autores han investigado la influencia de diversos factores en la abundancia y distribución de los MP en los sedimentos costeros, como la forma de la playa y la exposición a corrientes y mareas (Wessel *et al.*, 2016; Castro *et al.*, 2020; Godoy *et al.*, 2020), la estación del año (Laglbauer *et al.*, 2014), la profundidad (Yu *et al.*, 2016), el lugar de toma de la muestra (de Carvalho y Neto, 2016; Nguyen *et al.*, 2020), la influencia de los giros oceánicos (Piñon-Colin *et al.*, 2018), la influencia de la lluvias y avenidas fluviales (Cheung *et al.*, 2016; Veerasingam *et al.*, 2016a y 2016b), la

influencia de los distintos niveles de actividad antropogénica (Alomar *et al.*, 2016; Yu *et al.*, 2016; Blumenröder *et al.*, 2017; Jeyasanta *et al.*, 2020; Mayoma *et al.*, 2020; De-la-Torre *et al.*, 2020b) o el grado de protección ambiental (Baztan *et al.*, 2014; Yu *et al.*, 2018; Edo *et al.*, 2019; Mazariegos-Ortíz *et al.*, 2020).

Tabla 3.5. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento costero.

Lugar muestreo	Forma	Concentración media	Polímero	Tamaño medio	Color	Referencia
OCÉANO ÍNDICO						
Costa Singapur	-	0–16 ítems/kg s.s	PE, PP, PS, NYL, PVALC, COPOL_ABS	-	-	Ng y Obbard (2006)
Costa Singapur	FB:72% FI:23,3% BD:4,7%	36,8 ± 23,6 ítems/kg s.s	PP, PVC, NYL, PE	<40µm	-	Nor y Obbard (2014)
Mumbai (mar Árabe)	-	19–960 ítems/m <sup>2</sup>	-	-	-	Jayasiri <i>et al.</i> (2013)
Costa Este India (Chennai)	BD	-	PE, PP	-	Bl, A, G, N, Az, M, V, R	Veerasingam <i>et al.</i> (2016a)
Costa oeste, sur y sureste de India	FB:51% BD:40%, FI: 9%	Oeste: 220±50 ítems/kg s.s Sur: 181±60 ítems/kg s.s Sureste: 45±12 ítems/kg s.s	PE:43% PET:17,3% PS:17% PP:12,3% PEST,NYL: 11% PVC:1,33%	36 µm–5mm	-	Tiwari <i>et al.</i> (2019)
Golfo de Bengala (mar Andamán)	FR: 75,7% FB: 21,7% BD:2,4%	414 ± 87,4 MP/kg s.s	POLIAMIN, PP, MUF, PVFM, PVC, NYL	-	Bl: 41,37% T: 32,83%	Patchaiyappan <i>et al.</i> (2020)

Tabla 3.5. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento costero (cont.).

Lugar muestreo	Forma	Concentración media	Polímero	Tamaño medio	Color	Referencia
Costa Sureste India	FB, FI, FR, FO	Min: $25 \pm 1,8$ MP/m <sup>2</sup> Max: $83 \pm 49$ MP/m <sup>2</sup>	PE, NYL, PET, PS, PP, PVC	<1mm (65,60%)	Bl, Az, N, V, A, R	Jeyasanta <i>et al.</i> (2020)
Golfo Pérsico (costa Qatar)	FB: 43,8% FI: 40,7% FR: 14,2% BD: 1,2%	13,5 MP/kg s.s	-	1–5 mm (53,1%)	Az, N, R, V, G, In	Abayomi <i>et al.</i> (2017)
Golfo Pérsico	FB: 88% FI: 11,2% FR: 0,8%	$61 \pm 49$ MP/kg s.s.	PE, NYL, PET	1–4,7 mm (56%) 10 $\mu$ m–0,9 mm (44%)	-	Naji <i>et al.</i> (2017a)
Golfo Pérsico (estrecho Ormuz)	FB: 83% FI: 11% FR: 6%	Min: $2 \pm 1$ MP/kg s.s Max: $1.258 \pm 291$ MP/kg s.s	PET, PE, NYL	-	-	Naji <i>et al.</i> (2017b)
Golfo Omán	FB: 62,8% FI: 26,8% BD: 10,4%	Min: $138,3 \pm 4,5$ MP/kg s.s Max: $930,3 \pm 49,1$ MP/kg s.s	PE: 39,4% PP: 25% NYL: 14,2%	100–1.000 $\mu$ m (63,6%) 1000–3000 $\mu$ m (20,6%) 3000–5000 $\mu$ m (15,8%)	Bl: 28,9% Az: 20% N: 16,1% I: 12,3% R: 7,5% V: 5% O: 10,2%	Kor <i>et al.</i> (2020)
Costa SE Sudáfrica	FB: >90%	Min: $688,9 \pm 384,2$ MP/m <sup>2</sup> Max: $3.308 \pm 1.449,0$ MP/m <sup>2</sup>	-	0,065–5mm	Az, N, R	Nel y Foreman (2015)
Este Golfo Tailandia	MPP: 98,5% FB: 1,5%	400–200.000 MP/kg s.s	-	< 0,5 mm (76,37%)	FB: Bl, Az FR: Bl	Bissen y Chawchai (2020)

Tabla 3.5. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento costero (cont.).

Lugar muestreo	Forma	Concentración media	Polímero	Tamaño medio	Color	Referencia
OCÉANO PACÍFICO						
Hong Kong, Mar China Meridional	FO:92%, FR:5%, BD: 2%	5.595 MP/m <sup>2</sup>	EPS: 92%	0,315–5mm	-	Fok y Cheung (2015)
Playas del sur del mar de China	-	-	PP, PE	<5mm (24,9%)	-	Zaho <i>et al.</i> (2015)
Costa norte de Taiwán	FR: 80%, BD, FO, FB: 20%	-	PE: 44%, PP:43%, PS:12%, ABS:1%	-	T: 41%, Bl: 19%	Kunz <i>et al.</i> (2016)
Mar de Bohai (China)	FR, FI	Min: 102,9 ± 39,9 MP/kg s.s. Max:163,3 ± 37,7 MP/kg s.s.	PEVA, LDPE, PE (8 tipos)	-	Tr, Az, Mo, N, V, Ro, M	Yu <i>et al.</i> (2016)
Playas Da Nang (Vietnam)	FB: 99,2%, FR: 0,8%	9.238 ± 2.097 MP/kg s.s.	-	0,3–5mm	Az: 59,9%, Bl: 22,9%	Nguyen <i>et al.</i> (2020)
Playas de Auckland, (Pacífico suroeste)	FB: 88%, FR: 8%, FI: 4%	459 MP/m <sup>2</sup>	Celulosa:34%, PET:22%, PE:15%	300–1000 µm (74%)	-	Bridson <i>et al.</i> (2020)
Costa de Lima (Perú)	FO: 78%, FR: 17,38%	16,67 ± 4.26 MP/m <sup>2</sup> 489,7 ±143,1 MP/m <sup>2</sup>	PS: 78,31%	1–4,75 mm	Bl:84,8% Az:4%	De-la-Torre <i>et al.</i> (2020a)
Playas de Chile (SE del Pacífico)	FR, BD	27 ± 2,6 MP/m <sup>2</sup>	-	1–4,75 mm (85%)	-	Hidalgo-Ruz <i>et al.</i> (2013)
Playas Península de Baja California, México	FB: 91%, FI: 5%, BD: 4%	135 ± 92 MP/kg s.s.	POLIAC, PET, PEST, NYL	-	N: 59%, Az: 25%, Vi: 7%, R: 7%, V: 2%	Piñon-Colin <i>et al.</i> (2018)

Tabla 3.5. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento costero (cont.).

Lugar muestreo	Forma	Concentración media	Polímero	Tamaño medio	Color	Referencia
OCÉANO PACÍFICO						
Costa de California	FB: 95%, FR: 5%	11,75±10,64 MP/100 ml	PP, POLIACR, PE, PEST	-	-	Horn <i>et al.</i> (2019)
Golfo de México, Mar Caribe, Pacífico Tropical, Golfo de California y Pacífico Noroeste	FR: 56%, FO: 15%, FB: 11%, FI: 10%, BD: 8%	Min: 31,7 MP/m <sup>2</sup> , Max: 545,8 MP/m <sup>2</sup>	PE: 56%, PP: 21%, PS: 12%	1–5 mm	Bl:23% Az:17%, V:17%, A:16%, In:11%, R:6%, O:10%	Alvarez-Zeferino <i>et al.</i> (2020)
OCÉANO ATLÁNTICO						
Golfo de México	FR: 47,8%, FB: 22,3%, FO: 18,3%, FI: 12,2%	Min: 5 MP/m <sup>2</sup> Max: 117 MP/m <sup>2</sup>	PE, PP, PS, PEST, NYL	2,5 ± 0,48 mm	-	Wessel <i>et al.</i> (2016)
Bahía Guanabara (sureste de Brasil)	FR: 56%, FO: 26,7%, FI: 7,2%	Verano: 12–1300 MP/m <sup>2</sup> Invierno: 3–743 MP/m <sup>2</sup>	-	-	-	de Carvalho y Neto (2016)
Bahía Guanabara (sureste de Brasil)	FB: 34%, FR: 32%, FI: 16%, FO: 1%, BD: 1%	138,41 MP/ kg s.s.	HDPE: 38%, PP: 21%, PS: 10%	1–5 mm	Az, N	Castro <i>et al.</i> (2020)
Costa sureste de EEUU	FB, BD, FR	60 MP/ kg s.s.	PET: 24%, RAYON: 68%	-	-	Yu <i>et al.</i> (2018)
Playa Quetzalito (Guatemala) Mar Caribe	FO: 64,5% FR: 20,6%, BD: 13,5%, FI: 1,4%	30 MP/kg s.s.	PS: 66,8%, PP: 25,8%, PE: 7,4%	-	Bl, Tr	Mazariegos-Ortíz <i>et al.</i> (2020)

Tabla 3.5. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento costero (cont.).

Lugar muestreo	Forma	Concentración media	Polímero	Tamaño medio	Color	Referencia
OCÉANO ATLÁNTICO						
Norderney, Mar del Norte	FB, MPP	1,3–2,3 MP/Kg s.s.	PP, PE, PET, PVC, PS y NYL	< 1mm	Fibras: Az, R, V	Dekiff <i>et al.</i> (2014)
Costa Polonia Mar Báltico Sur	FB, FR, BD, FI	160 ± 86 MP/kg s.s.	PP, PE, PS	514 ± 732 µm	Az, N	Urban-Malinga <i>et al.</i> (2020)
Bahía de Scapa Flow, Mar del Norte	MPP, FB	MPP: 730 MP/kg s.s. FB: 2.300 MP/kg s.s.	PTFE: 45%, PE: 15%, PVD: 15%, NYL: 10%, PEST: 8%, PAN: 3%, PDMS: 3%	-	MPP: Az>R>A >N>O FB: Az>N> Pu> O	Blumenröder <i>et al.</i> (2017)
Atlántico, Mar del Norte y Mar Báltico	FB: 98%	Atlántico: 238 MP/kg s.s. Mar del Norte: 131 MP/kg s. s. Mar Báltico: 270 MP/kg s. s.	PEST, PP, PE	<1mm (54,8%)	Az, N	Lots <i>et al.</i> (2017)
La Graciosa (Islas Canarias)	FR: 87%, BD: 9%, Filamentos: 1,4%	36,3 g/m <sup>2</sup>	PE: 63%, PP: 32%, PS: 3%	1 a 5 mm	T- Bl: 72%, Az: 10%, V: 5%	Edo <i>et al.</i> (2019)
MAR MEDITERRÁNEO						
Laguna de Venecia (Mar Adriático)	FR: 86%, FB: 11%, FI: 2%, BD: 1%	672–2.175 MP/kg s.s.	PE: 48,4%, PP: 34,1%, PEP: 5,2%, PEST: 3,6%, PS: 3,5%, Otros: 5,2 %	30–500 mm (93%)	-	Vianello <i>et al.</i> (2013)
Playas Eslovenia infralitoral	FB: 96%, FR 21%, FI: 4%	155,6 MP/kg s.s.	-	0,25–1,0mm	-	Laglbauer <i>et al.</i> (2014)

Tabla 3.5. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento costero (cont.).

Lugar muestreo	Forma	Concentración media	Polímero	Tamaño medio	Color	Referencia
MAR MEDITERRÁNEO						
Playas Eslovenia litoral	FB: 75%, FI: 4%	133,3 MP/kg s.s.	-	2,0–3,0 mm	-	Laglbauer <i>et al.</i> (2014)
Islas Baleares	FI, FR	100,78–897,35 MP/kg s.s	-	-	N, Az	Alomar <i>et al.</i> (2016)
Costa de Crimea (Mar Negro)	FR: 60%	Min: 2,6 ± 0,95 MP/m <sup>2</sup> Max: 4,2 ± 0,95 MP/m <sup>2</sup>	PS: 25%, PE: 15%	-	-	Sibirtsova, (2016)
Costa Líbano	BD	2.433 ± 2.000 MP/kg s.s.	PP, PE, PS, PA, PET, PUR	-	Bl, Az	Kazour <i>et al.</i> (2019)
Costa norte de Túnez	FB, FR, FO, FI, BD	Min: 141,20 ± 25,98 MP/ kg s.s., Max: 461,25± 29,74 MP/ kg s.s.	PE, PP, PS	0,1–5 mm	FB:N> Tr> Bl> R> Az> V FR: Az> Bl> Tr> R> V> A> N FI: Az> Bl> N> Tr. BD y FO: Bl	Abidli <i>et al.</i> (2018)
Playas del Delta del Ebro	FB: 89,5%, FR, FI	422 ± 119 MP/kg s.s.	-	200–500 µm	-	Simon-Sánchez <i>et al.</i> (2019)
Costa de Granada	BD, FR	Min: 22,0 ± 23,2 MP/kg s.s Max: 45,0 ± 24,7 MP/kg s.s.	-	<100 µm	-	Godoy <i>et al.</i> (2020)

Tabla 3.5. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento costero (cont.).

Lugar muestreo	Forma	Concentración media	Polímero	Tamaño medio	Color	Referencia
MAR MEDITERRÁNEO						
Costa Norte de Irán (Mar Caspio sur)	FB, FR, FI	107,6 MP/kg s.s.	PS, PE	0,1–3,5 mm	N- G:51%, Az- V:25%, A- Na:11%.	Mehdinia <i>et al.</i> (2020)
Costa de Túnez	-	Min: 129 ± 10 MP/kg s.s., Max: 606 ± 37,5 MP/kg s.s.	1 mm -500 mm: PE:67% PP:33% 500 µm - 1,2µm: PE:32%, LDPE :15%, HDPE:16%, PA:14%, PP:6%, PEVA:4%	500–3 µm (1.386 ítems/kg) 3–1,2µm (815 ítems/kg), 1mm–500µm (315 ítems/kg)	-	Missawi <i>et al.</i> (2020)
Golfo de Annaba (Argelia)	FB: 70%, FR: 21%, BD: 5%, FI: 2%, FO: 2%	Min: 182,66 ± 27,32 MP/kg s.s. Max: 649,33 ± 184,02 MP/kg s.s.	PE: 48%, PP: 16%, PET: 14%, PS: 9%, Otros: 13%	0,81–2,16 mm	N, Bl, Az, Vi, R, V, A, G, Tr	Tata <i>et al.</i> (2020)

Colores: Amarillo (A), Azul (Az), Blanco (Bl), Gris (G), Incoloro (In), Marrón (M), Morado (Mo), Negro (N), Naranja (Na), Púrpura (Pu), Rojo (R), Rosa (Ro), Transparente (T), Translúcido (Tr), Verde (V), Violeta (Vi), Otros (O).

### **3.4 Impactos ambientales de los microplásticos en medio marino**

#### **3.4.1 Biodisponibilidad de microplásticos: ingestión en organismos marinos y efectos**

La interacción de los MP en el medio marino puede producirse de forma directa, al quedar biodisponibles para distintos organismos (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015; Barboza *et al.*, 2018a; Yin *et al.*, 2019), aunque también de manera indirecta, por la capacidad química de liberar y adsorber todo tipo de compuestos (Wang *et al.*, 2019; Barboza *et al.*, 2020; Romera-Castillo, 2022). La ingestión y acumulación de MP en seres vivos es uno de los impactos ecológicos más estudiados en medio marino, abarcando desde los organismos más simples, como equinodermos (Graham y Thompson, 2009), zooplancton (Frias *et al.*, 2014) o lapas (Xu *et al.*, 2020b), hasta grandes mamíferos marinos (Eriksson y Burton, 2003; Ryan *et al.*, 2016; Nelms *et al.*, 2018; Donohue *et al.*, 2019; Novillo *et al.*, 2020).

También son muchos los estudios realizados sobre abundancia y composición de MP en especies marinas de interés comercial. Así, Murray *et al.* (2011) encontraron MP en el 82% de langostas analizadas, principalmente en forma de FB (62%) y De Witte *et al.* (2014) no obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia de MP (FB) presentes en mejillones cultivados y mejillones silvestres, aunque en los trabajos de Mathalon y Hill (2014) o Ding *et al.* (2018) resultó que los mejillones cultivados contenían más MP que los silvestres.

En el caso de los peces de interés comercial, la mayoría de los estudios se han centrado en el análisis del tracto gastrointestinal (Ugwu *et al.*, 2021), aunque también hay

trabajos que analizan, de forma separada, solamente el contenido del estómago (Neves *et al.*, 2015; Maaghloud *et al.*, 2020). Los resultados obtenidos en las investigaciones realizadas en especies comerciales del Atlántico, revelan concentraciones medias de MP bajas; así, por ejemplo, en especies capturadas en el mar Báltico la media se sitúa en  $0,03 \pm 0,18$  MP/individuo (Rummel *et al.*, 2016); en la costa de Islandia y costa Inglesa, la media es de  $0,20$  MP/individuo (de Vries *et al.*, 2020) y de  $0,58 \pm 1,05$  MP/individuo (Nelms *et al.*, 2018), respectivamente, encontrándose los valores más altos en las costas de Portugal, con una media de  $4,70 \pm 4,80$  MP/individuo (Gago *et al.*, 2020) o en las Islas Canarias, con valores medios de  $2,77 \pm 1,91$  MP/individuo (Herrera *et al.*, 2019). Estos resultados son similares a los obtenidos en especies comerciales del Pacífico y Mediterráneo, donde la concentración media oscila entre valores mínimos inferiores a  $1$  MP/individuo (Compa *et al.*, 2018; Bucol *et al.*, 2020; Capillo *et al.*, 2020; Koongolla *et al.*, 2020) y máximos que no superan los  $5$  MP/individuo (Jabeen *et al.*, 2017; Bottari *et al.*, 2019; Savoca *et al.*, 2019), siendo mayoritarios los estudios que reportan valores medios en torno a  $2-3$  MP/individuo (Bellas *et al.*, 2016; Ory *et al.*, 2017; Cheung *et al.*, 2018; Zhu *et al.*, 2019; García-Garin *et al.*, 2019; Huang *et al.*, 2020). Sin embargo, en especies de peces comerciales del Índico se reportan valores medios mínimos y máximos de MP más altos (Baalkhuyur *et al.*, 2018; Abbasi *et al.*, 2018; Naidoo *et al.*, 2020).

En la mayor parte de los estudios analizados, la forma FB es siempre la más abundante, seguida de fragmento, y los colores predominantes el azul y negro (Bellas *et al.*, 2016; Ory *et al.*, 2017; Anastasopoulou *et al.*, 2018; Giani *et al.*, 2019; Herrera *et al.*, 2019; Bottari *et al.*, 2019; de Vries *et al.*, 2020; Tsangaris *et al.*, 2020), resultados que

coinciden con los datos de MP publicados en muestras de superficie y columna de agua y sedimento marino, donde la FB también resultó la forma más abundante (Lusher *et al.*, 2014; La Daana *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2019a; Courtene-Jones *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2020a; Li *et al.*, 2020a). En cuanto al tipo de polímero presente en el tracto gastrointestinal de peces, de acuerdo con la revisión realizada por Zazouli *et al.* (2022) en 124 artículos, el PE resultó ser el más abundante; resultado que coincide con el publicado por Erni-Cassola *et al.* (2019) en su revisión realizada sobre MP en ambientes marinos, así como con otros estudios llevados a cabo en el tracto gastrointestinal de diversas especies de peces (Baalkhuyur *et al.*, 2020; Filgueiras *et al.*, 2020; Sbrana *et al.*, 2020; Tsangaris *et al.*, 2020; Ghosh *et al.*, 2021).

De acuerdo con las distintas revisiones realizadas en relación con los potenciales efectos de MP sobre los organismos marinos y salud humana, la ingestión de MP podría inducir efectos adversos físicos y toxicológicos, pudiendo también bioacumularse y transferirse a través de la cadena trófica (Ahmad *et al.*, 2020; Campanale *et al.*, 2020a; Gautam *et al.*, 2020; Kahalid *et al.*, 2020; Mammo *et al.*, 2020; Miloloža *et al.*, 2021). El principal efecto físico de la acumulación de MP en el tracto gastrointestinal es el bloqueo y daño en paredes intestinales y sistema digestivo (Lei *et al.*, 2018), cuyo resultado es la disminución de la ingesta de alimento (Wegner *et al.*, 2012; Cole *et al.*, 2013) que termina afectando al crecimiento y reproducción de los individuos, pudiendo causar la muerte en casos extremos (Yu *et al.*, 2020). Autores como Zhang *et al.* (2017) y Wu *et al.* (2019) señalan que la acumulación de MP en algas también afecta a su crecimiento y desarrollo. Los organismos generan una falsa sensación de saciedad después de la ingestión de MP,

lo que, en consecuencia, interrumpe su nutrición regular y su ingesta energética, afectando al crecimiento y reproducción (Lee *et al.*, 2013a; Wright *et al.*, 2013b; Besseling *et al.*, 2014; Cole *et al.*, 2015; Watts *et al.*, 2015; Ogonowski *et al.*, 2016; Rist *et al.*, 2016; Lei *et al.*, 2018; Zhao *et al.*, 2019). Algunas de las funciones fisiológicas que se han descrito alteradas por la ingesta de MP son la capacidad de salto en el anfípodo *Platorchestia smithi* (Tosetto *et al.*, 2016), la alteración en la capacidad de natación o natación anómala en especies como *Amphibalanus amphitrite* (Gambardella *et al.*, 2017), *Ceriodaphnia dubia* (Ziajahromi *et al.*, 2017), *Dicentrarchus labrax* (Barboza *et al.*, 2018b) y *Sebastes schlegelii* (Yin *et al.*, 2018), inhibición de la actividad locomotora de larvas de *Danio rerio* (Chen *et al.*, 2017); reducción de la movilidad de *Daphnia magna* (Frydkjær *et al.*, 2017) o disminución de la bioluminiscencia de *Vibrio fischeri* (*Allivibrio fischeri*) (Gagné, 2017). Así mismo, hay estudios que demuestran su capacidad de traslocación tras la ingesta por diferentes especies, como *Mytilus edulis* (Browne *et al.*, 2008; Von Moos *et al.*, 2012), *Daphnia magna* (Rosenkranz *et al.*, 2009), *Uca rapas* (Brennecke *et al.*, 2015), *Engraulis encrasicolus* (Collard *et al.*, 2017), *Danio rerio* (Veneman *et al.*, 2017), *Amphibalanus amphitrite* (Bhargava *et al.*, 2018) y *Sparus aurata* (Jovanović *et al.*, 2018). Además de todo lo anterior, los contaminantes y microorganismos adsorbidos sobre MP pueden tener un efecto tóxico en los organismos que los ingieren si logran ser desorbidos, potenciando los daños causados o desencadenando nuevos daños (Rochman *et al.*, 2013; Luís *et al.*, 2015; Batel, 2016; Lu *et al.*, 2018; Prata *et al.*, 2018; Barboza *et al.*, 2019). No obstante, cabe señalar que la mayoría de los experimentos se han realizado en condiciones de laboratorio, donde las concentraciones de MP suele ser generalmente

más altas que las obtenidas cuando los estudios se realizan en condiciones naturales (Catarino *et al.*, 2021; Miloloža *et al.*, 2021).

La ingestión de MP por organismos marinos ha hecho plantearse a la comunidad científica si estos podrían ser transportados desde organismos de niveles tróficos inferiores a sus depredadores, y si bien no se ha descrito con claridad el mecanismo de transferencia de las partículas plásticas a través de las cadenas alimenticias, sí que hay estudios realizados en condiciones de laboratorio que indican que existe biomagnificación o acumulación (Cedervall *et al.*, 2012; Farrell y Nelson, 2013; Setälä *et al.*, 2014; Watts *et al.*, 2014; Rivera, 2018; Elizalde-Velázquez *et al.*, 2020; Sfriso *et al.*, 2020), incluyendo al ser humano (Barboza *et al.*, 2019; Nagarajan *et al.*, 2020; Teles *et al.*, 2020).

### **3.4.2 Los microplásticos como vectores de transporte**

Los MP están constituidos por monómeros que se unen formando largas cadenas de polímeros bioquímicamente inertes (Van Cauwenberhe *et al.*, 2015). Muchos de estos monómeros, junto con los aditivos que se emplean para mejorar las propiedades del plástico, están clasificados como residuos peligrosos, y pueden liberarse durante su uso, reciclado o eliminación (Yu *et al.*, 2020), quedando disponibles para interactuar en el medio ambiente. Según la clasificación de riesgo elaborada por Lithner *et al.* (2011), los monómeros más peligrosos son los que tiene propiedades cancerígenas o mutagénicas, comúnmente utilizados en la producción de PUR, PAN, PVC y COPOL-ABS. Así, se ha asociado la presencia de aditivos tales como ftalatos, alquifenoles, bisfenol A y

benzofenona en la cuenca de ríos con el lixiviado de estos compuestos procedentes de MP presentes en el curso de agua (Bolívar-Subirats *et al.*, 2021). En este sentido, Liu *et al.* (2019a) indicaron que MP constituidos de PE y PC de baja densidad son una fuente persistente que libera bisfenol A en ambientes acuáticos, y Barboza *et al.* (2020) asociaron las concentraciones de bisfenol A en músculo e hígado de pescado con la contaminación por MP.

Además, la presencia de metales pesados en la superficie de MP ha sido documentada tanto en muestras de sedimentos costeros como en agua de mar (Li *et al.*, 2020b; Maršić-Lučić *et al.*, 2018), aunque esta relación dependa del polímero constituyente del MP y su capacidad de adsorción (Ma *et al.*, 2020). Así, por ejemplo, metales como plomo, cobre y cadmio son fácilmente adsorbidos en MP que presentan compuestos clorados en su estructura, relacionándose también con otros factores como la polaridad, estructura química y electronegatividad del propio metal (Zou *et al.*, 2020) o el grado de envejecimiento del MP, la temperatura del agua y su pH (Wang *et al.*, 2020b).

Así mismo, los MP pueden adsorber otros contaminantes de base orgánica como PCB, HAP y COP; tal y como ocurre con los metales pesados, las propiedades fisicoquímicas como superficie específica y grupos funcionales (Wang *et al.*, 2019); polaridad, tamaño y cristalinidad del MP (Zhan *et al.*, 2016; Llorca *et al.*, 2020), la hidrofobicidad de los compuestos y la salinidad del medio (Wu *et al.*, 2016), influyen notablemente en la capacidad de adsorción. Según Bayo *et al.* (2017) y Khalid *et al.* (2021), la capacidad de adsorción de los MP es, en general, mucho menor para metales pesados que para contaminantes orgánicos.

Dada su persistencia en la naturaleza, los MP tienen una larga vida media si se compara con otros sustratos, creando interesantes hábitats para microorganismos (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015), con comunidades bacterianas propias y distintas a las creadas en sedimentos y agua de mar (Reisser *et al.*, 2014; De Tender *et al.*, 2015). La formación de biofilms sobre los MP está condicionada por factores ambientales tales como la estación del año y la temperatura del agua (Zhang *et al.*, 2021a), el tiempo de exposición y la profundidad (Tu *et al.*, 2020) y el tipo de hábitat marino (intermareal, supralitoral o pelágico) (Li *et al.*, 2020c), lo que, a su vez, puede afectar a la capacidad del MP para actuar como vector de otros contaminantes, por incrementar la relación superficie específica/volumen (Jin *et al.*, 2020; Menéndez-Pedriz y Jaumot, 2020; Wang *et al.*, 2020c; Qi *et al.*, 2021). Según Bowley *et al.* (2021), la preferencia de microorganismos y patógenos por los MP respecto a otros sustratos naturales, junto con su potencial de dispersión a larga distancia, ofrece mayores oportunidades para que estos sean transportados y transmitidos a nuevos hábitats y especies.

## **3.5 Mar Menor**

### **3.5.1 Descripción y características**

El mar Menor y su entorno comprende un área de alto valor ambiental, social y económico de gran complejidad, que ha provocado un gran interés entre la comunidad científica, con más de 400 publicaciones desde 1996 (ScienceDirect) y 34 tesis doctorales defendidas. Se trata de una de las mayores lagunas costeras hipersalinas de Europa, con 135 km<sup>2</sup> de

superficie (María-Cervantes *et al.*, 2009) emplazada en el Mediterráneo Occidental, al sureste de la Península Ibérica, en el litoral de la Región de Murcia. Morfológicamente, presenta forma triangular, y una profundidad que puede llegar hasta los 6 m (Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007). Además de las estructuras propias de una laguna, como son una barrera de cierre, golas, ribera continental y relieve submarino, incluye 5 islas volcánicas, con tienen un papel muy importante en la circulación del agua en la laguna y en su morfología (León y Bellido, 2016; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2011a).

En cuanto a las estructuras que forman la laguna, el cordón arenoso que la cierra se conoce como La Manga del Mar Menor, con 22 km de longitud, una anchura comprendida entre los 100 m y los 1.500 m, orientación media NNW-SSE y que transcurre de forma casi recta, dando continuidad a la línea de costa. En esta barra de cierre se encuentran las tres golas que comunican al mar Menor con el mar Mediterráneo, denominadas “La Encañizada”, gola natural localizada al norte de La Manga, “El Estacio” y “Marchamalo”, ambas golas artificiales situadas aproximadamente en la parte central y sur, respectivamente (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Según la caracterización de la hidrodinámica y flujos de intercambio entre el mar Menor y el mar Mediterráneo estudiada por López Castejón (2017), en “La Encañizada” y “El Estacio”, el flujo neto medio diario ocurre en dirección al Mediterráneo, y en la gola de “Marchamalo” en dirección contraria, dejando patente la contribución interdependiente de cada uno de los canales al intercambio de agua. Así mismo, López Castejón (2017) también estimó que el tiempo de residencia del agua en el interior del mar Menor es de unos 3 o 4 meses de

media en la cubeta norte y litoral interior de la Manga, de 6 meses en la cubeta sur y de más de 8 meses para el fondo marino.

En la ribera continental, se encuentran los humedales y criptohumedales asociados al mar Menor, como La Hita, Marina del Carmolí, Saladar de Lo Poyo, Punta Lengua de la Vaca, y los humedales con salinas en explotación, como son Salinas de Marchamalo y Salinas de San Pedro del Pinatar (Oliva-Paterna *et al.*, 2016). Los humedales litorales de Marina del Carmolí, Playa de La Hita y Saladar de Lo Poyo, incluyen varios hábitats de interés comunitario y prioritarios (Pardo *et al.*, 2006). Además, la ribera lagunar también alberga la cuenca de drenaje con una extensión de 1.300 km<sup>2</sup> (Decreto 259/2019) y cuyo límite natural se encuentra en las sierras prelitorales y litorales de la Región de Murcia, por donde bajan las aguas hasta desembocar en el mar Menor a través de las ramblas del Albuñón, situada en su parte central, de Los Alcázares, las de Miranda y del Miedo, la rambla de Las Matildes, rambla del Beal, rambla de Ponce y rambla de la Carrasquilla, siendo por estas cuatro últimas por donde llega la escorrentía procedente de la Sierra Minera de Cartagena y La Unión.

El mar Menor y sus humedales asociados presentan un importante conjunto de valores ecológicos reconocidos a nivel internacional, europeo y nacional, bajo distintas figuras de protección. Así, en 1994, el mar Menor fue declarado Humedal de Importancia Internacional (RAMSAR), por sus valores naturales y en particular sus poblaciones de aves acuáticas (<https://rsis.ramsar.org/>). En 2001, y a través del Convenio de Barcelona (<https://www.unep.org/unepmap/>), el mar Menor fue declarado Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM), por albergar lugares

importantes para la conservación de la diversidad biológica del Mediterráneo, así como ecosistemas típicos mediterráneos y hábitats de especies en peligro. La zona designada abarca toda la laguna, sus islas y las zonas húmedas del Carmolí, Lo Poyo y La Hita, Marchamalo y Amoladeras (<https://www.rac-spa.org/>).

A nivel europeo, también en 2001 fue declarado Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva 2009/147/CE), junto con sus islas y humedales (Playa de La Hita, Marina del Carmolí, Saladar de Lo Poyo, Salinas de Marchamalo y Playa de las Amoladeras) (<https://murcianatural.carm.es/>), y en 2006 se declara Zona de Especial Conservación para los Hábitats (ZEC) (Directiva 92/43/CEE), incluyendo el Lugar de Interés Comunitario (LIC) marino, denominado “Mar Menor”, con una superficie de 13.586,29 ha, y el LIC terrestre “Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor”, que comprende las islas del mar Menor (Perdiguera, Barón, Ciervo, Redonda y Sujeto), los humedales asociados a la laguna (La Hita, Carmolí, Lo Poyo, Marchamalo y Amoladeras) y los cabezos de su entorno (Carmolí, San Ginés y Sabinar) con una superficie de 1.073,86 ha (<https://murcianatural.carm.es/>).

A nivel regional, fue declarado por la Ley 4/1992, Paisaje Protegido denominado “Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor”, por tratarse de un espacio clave para el mantenimiento de procesos ecológicos del sistema de humedales del mar Menor y por su elevado interés ecológico y natural. En esta figura también se incluyen los humedales asociados a la laguna, sus islas, y los cabezos de su entorno Carmolí, San Ginés y Sabinar (<https://murcianatural.carm.es/>).

### 3.5.2 Actividades socioeconómicas en el entorno del mar Menor

La laguna del mar Menor es un ecosistema cuyo equilibrio depende en parte de las actividades que se desarrollan en torno a él, tanto en su cuenca vertiente como dentro de la propia laguna (Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007; Pérez- Ruzafa *et al.*, 2011b). El área de influencia de la cuenca vertiente al mar Menor lo integran los municipios de San Pedro del Pinatar, San Javier, Los Alcázares, Cartagena y Torre Pacheco, que en conjunto suponen el 7,6% de la superficie total de la Región de Murcia y que concentra al 22% de la población total regional, con una densidad que casi triplica a la media regional de 133,6 hab/km<sup>2</sup> (<https://econet.carm.es/web/crem/>).

La actividad económica en estos municipios se centra, principalmente, en la agricultura, ganadería y turismo (Velasco *et al.*, 2018; Jimeno-Sáez *et al.*, 2020) siendo las dos primeras especialmente relevantes en los municipios de Fuente Álamo, Torre Pacheco, norte de Cartagena y sur de Murcia; y el turismo en las localidades de Cartagena, Los Alcázares, San Javier y San Pedro del Pinatar (González-Ortiz, 2007).

Tradicionalmente, la Comarca del Campo de Cartagena y Mar Menor (CCCMM) presumía de una agricultura de secano con unos pocos cultivos de regadío tradicional; sin embargo, en las últimas décadas, la especialización de los cultivos la ha transformado por completo hacia una agricultura intensiva y bajo plástico (García-Ayllón y Miralles, 2014; Pedraza *et al.*, 2015). Actualmente, la superficie dedicada a cultivos en CCCMM se sitúa en torno a las 36.100 ha, destinándose en 2021, el 82,58 % a cultivo en regadío y el resto (17,5%) a cultivo en secano, porcentajes que se han mantenido estables durante los

últimos años (Informe Estadística Agraria de Murcia 2020-2021). En la Figura 3.3, se observa que los municipios que rodean la mitad norte de la laguna (San Pedro del Pinatar, San Javier, Los Alcázares y Torre Pacheco) presentan mayor variedad de tipos de cultivos y concentran la mayor parte de la superficie de invernaderos, mientras que en los municipios de la mitad sur, predominan los herbáceos y cítricos.

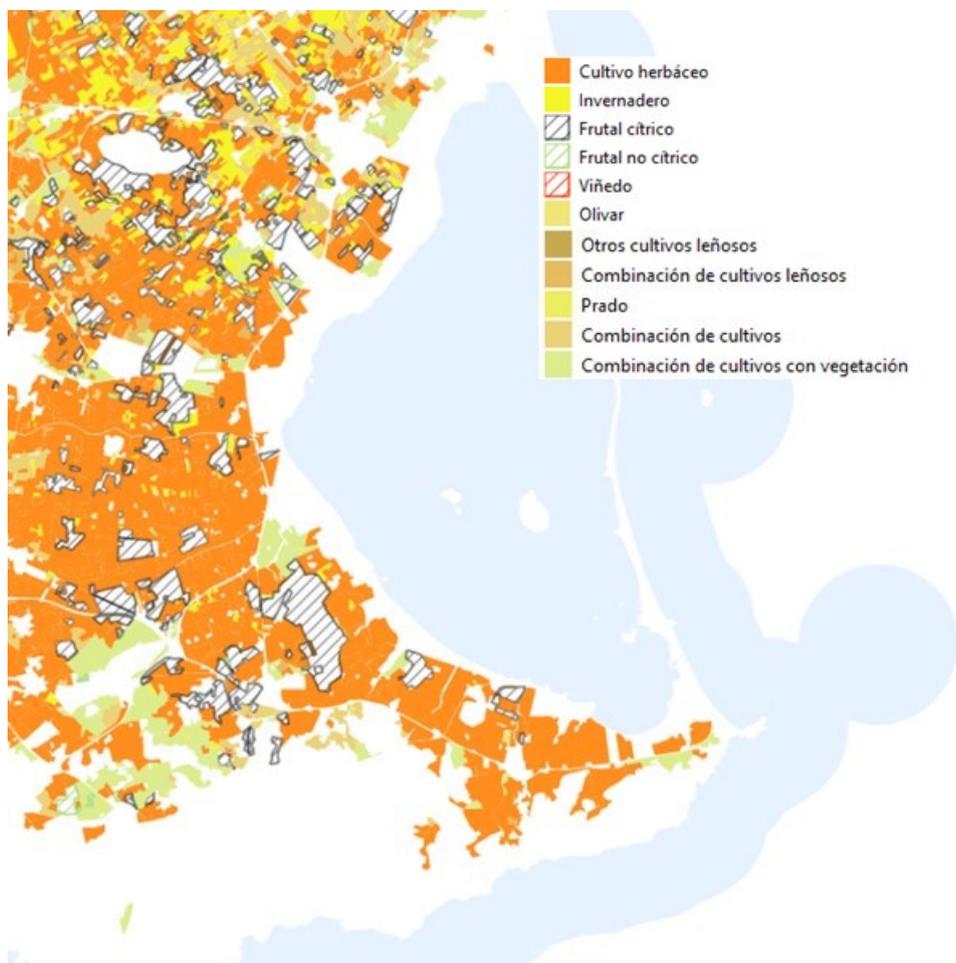


Fig. 3.3. Uso agrícola del suelo, según tipo de cultivo (Fuente: Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE) 2014. Instituto Geográfico Nacional).

Como consecuencia de la transformación del modelo de agricultura en la CCCMM, cada vez son más frecuentes los episodios de eutrofización en la laguna, debido a la gran cantidad de nutrientes procedentes de la escorrentía y lixiviado de abonos y fitosanitarios aplicados al suelo (Martínez-Fernández *et al.*, 2013; Alcolea *et al.*, 2019; Gil-Izquierdo *et al.*, 2021), así como de los aportes subterráneos del acuífero del Cuaternario que vierte en la laguna, y que debido a los retornos de riego, retroalimenta el sistema con aguas cargadas de excedentes de agroquímicos (Alcolea *et al.*, 2019). A su vez, estas aguas necesitan de un proceso de desalinización mediante pequeños equipos de tratamiento (Aparicio del Moral *et al.*, 2017), lo que genera salmueras de rechazo que llegan de nuevo a la laguna de manera directa o reinyectadas en el propio acuífero (García-Arostegi *et al.*, 2016; Martínez-Fernández y Esteve-Selma, 2000; García y Ballesteros 2001).

Por su parte, la actividad ganadera se desarrolla de forma semiextensiva para el sector ovino-caprino en los municipios de Fuente Álamo, Torre Pacheco, Cartagena y San Javier, y de forma intensiva en el sector porcino y avícola en el municipio de Fuente Álamo (Barragán y Sanabria, 2016; Informe Estadística Agraria de Murcia 2020-2021). La gestión del estiércol y purín, sobre todo del sector porcino, aporta nutrientes a la laguna de manera indirecta por infiltración desde las balsas de almacenamiento, estimándose en un 17% el nitrógeno total que pasa al acuífero por infiltración y por su aplicación directa en Campo de Cartagena como fertilizante (MITERD, 2019).

Respecto a la actividad pesquera, en el mar Menor se ejerce la pesca únicamente en la modalidad artesanal o de arte menor. De toda la flota pesquera regional, la única

cofradía que faena en el mar Menor es la de San Pedro del Pinatar, representando el 36% del total de la flota regional y el 48% de las artes menores o artesanales de toda la Región de Murcia. Estos datos, en términos económicos, suponen el 5,7% del total de la capturas y cerca del 20% de los ingresos totales de la actividad pesquera en la región (<https://econet.carm.es/web/crem/>).

A nivel comercial, la dorada (*Sparus aurata*) es, desde el punto de vista económico, uno de los recursos pesqueros más relevante para la pesca desarrollada en el mar Menor, por ser la especie comercial que mayor beneficio económico reporta (Figura 3.4); todo ello, a pesar de la variabilidad de las capturas observada en los últimos años, pasando de 194.046 kg capturados en 2013 a 201.233 kg capturados en 2021, con un máximo de 370.316 kg para 2017 (<https://econet.carm.es/web/crem/>).

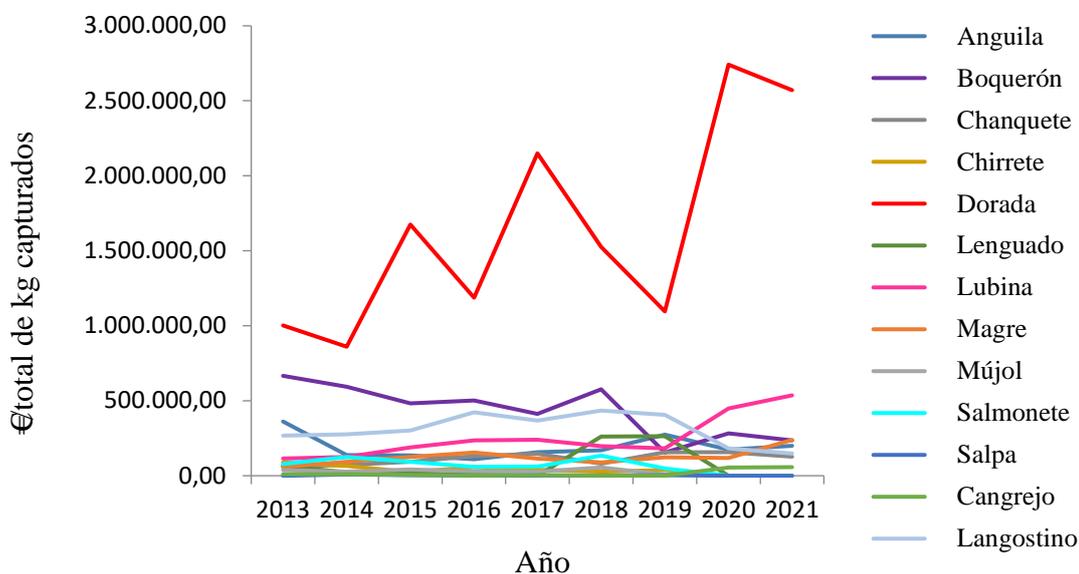


Fig. 3.4. Evolución los ingresos por total de kg de pesca desembarcada según especie objetivo en el mar Menor (fuente: elaboración propia a partir de los datos de <https://econet.carm.es/web/crem/>).

La dorada es una especie típica de aguas costeras del Mediterráneo y del Atlántico Oriental (Seginer, 2016); no obstante, también se distribuye por el mar Negro y el mar Rojo (Suau y López, 1976; Bauchot y Hureau, 1986). Se trata de una especie litoral, euriterma y eurihalina (Wassef y Eisawy, 1985), capaz de vivir en aguas con temperaturas elevadas (hasta los 32-33°C). Sin embargo, muestra cierta sensibilidad a las temperaturas bajas, ya que cuando esta desciende de 12 o 13°C deja de alimentarse. Su mínimo letal se sitúa entre 5 y 7°C. En cuanto a la salinidad, es capaz de vivir en condiciones variables entre el 3 y el 70 ‰. (Ortega, 2008). Reproductivamente, es una especie hermafrodita proterándrica, es decir, cuando alcanzan la madurez, lo hacen primero como machos y a partir del segundo o tercer año de vida revierten a hembras, manteniéndose como machos en torno al 20% de la población (Lozano, 2005). Las hembras desovan en tandas intermitentes, pudiendo poner entre 20.000 y 80.000 huevos cada día por un período de hasta 4 meses. (Ortega, 2008).

En general, es considerada una especie de crecimiento rápido en condiciones naturales, llegando a los 300 g en el segundo año de vida y a los 600 g en el tercero, con un tamaño de hasta 70 cm y un peso de 5 kg. (Carderer, 2001). Algunos autores consideran que su crecimiento es mucho más rápido en zonas semicerradas y salobres, como esteros y lagunas (Arias, 1980; Castelló-Orvay y Calderer, 1993). Presenta una dieta principalmente carnívora, es depredadora de especies de fondo, en especial de moluscos bivalvos y gasterópodos, crustáceos, vermes y pequeños peces (Arias, 1976, 1980; Suau y López, 1976), aunque en épocas de escasez puede alimentarse de algas y plantas verdes marinas.

En el mar Menor, los cambios de temperatura provocan desplazamientos en la población de doradas; así, en invierno, las doradas llegan desde el Mediterráneo hacia la laguna, en busca de aguas cálidas y tranquilas en las que desovar y en las que mantener a sus crías hasta la edad adulta, mientras que en verano, con el aumento de la temperatura, salen hacia el Mediterráneo (Ballesteros Pelegrín *et al.*, 2018).

En el ámbito científico, se puede considerar como una especie indicador, ya que es ampliamente utilizada en estudios sobre acumulación y bioacumulación de contaminantes (Guardiola *et al.*, 2013; Espinosa *et al.*, 2017) y efectos de los microplásticos en acuicultura (Solomando *et al.*, 2020; Alomar *et al.*, 2021; Rios-Fuster *et al.*, 2021; Capó *et al.*, 2022).

### **3.5.3 Otras presiones: turismo y minería**

Aunque el uso como balneario de la laguna data de hace más de un siglo (García-Ayllón, 2018), el turismo y ocio masivo es relativamente reciente en el entorno del mar Menor, iniciándose en 1960, cuando empiezan a desarrollarse en España las primeras políticas turísticas, como la Ley 197/163, de 28 de diciembre, sobre Zonas y Centros de Interés Turístico Nacional (ZyCITN). Esta última ley fomentaba la transformación de suelo rústico en urbanizable, y aunque fue derogada en 1975, para entonces la Región de Murcia ya contaba con 7 CITN aprobados, 4 de ellos en torno al mar Menor (García y Carcelén, 2020). Estos 7 Centros supusieron el cambio de uso de suelo de 580 ha y la creación de

63.800 plazas turísticas. (Martín y Timón, 2006). Posteriormente, con el turismo de sol y playa en auge, se inicia un periodo de construcción masiva (Figura 3.5) (Díaz *et al.*, 2017).

De acuerdo con el último censo de viviendas disponible en la Región de Murcia (<https://econet.carm.es/web/crem/>), las zonas del mar Menor y La Manga son las que registran un mayor volumen de vivienda secundaria 79.490 viviendas, lo que supone el 82,6% del total de viviendas secundarias orientadas al turismo de sol y playa y el 44% del total de vivienda disponible en la costa (ITREM, 2014).

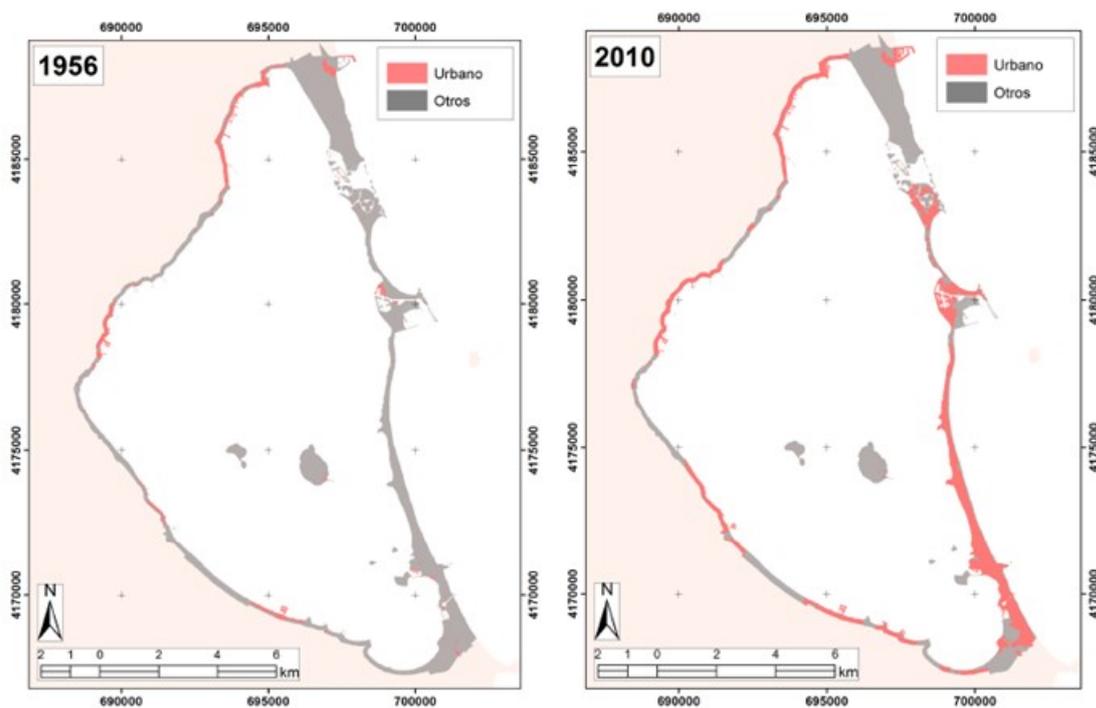


Fig. 3.5. Evolución de la superficie urbanizada en el mar Menor (1956 y 2010) (Fuente: <https://canalmarmenor.carm.es/wp-content/uploads/2020/07/Informe-Integral-sobre-el-estado-ecol%C3%B3gico-del-Mar-Menor.pdf>).

Los cambios en la dinámica sedimentaria son el efecto más importante de la urbanización y la construcción de infraestructuras asociadas en el entorno del mar Menor, como puertos, carreteras y golas, que han modificado la geomorfología de la laguna y alterado las características hidrológicas, como salinidad, temperatura o turbidez, provocando cambios en el ecosistema (García-Ayllón y Miralles, 2014; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2018). Además, asociado al turismo se demandan servicios de saneamiento, que también suponen una presión para las condiciones ambientales de la laguna (Tabla 3.6). Así, hasta hace poco, parte de las aguas residuales se han estado vertiendo a la laguna, tanto de forma directa desde los efluentes de diferentes depuradoras, como indirecta, a través de ramblas o canales de riego (Barragán y Sanabria, 2016), aportando contaminantes orgánicos y nutrientes (Decreto 259/2019).

Actualmente, el 95,75% del agua depurada en la Región de Murcia se reutiliza en agricultura, vertiéndose tan solo el 3,27% al mar Mediterráneo y el resto (0,98%) reutiliza por infiltración al acuífero (<https://www.esamur.com/>). Por tanto, el aporte de contaminantes, especialmente nutrientes, se produce únicamente por desbordamientos durante los episodios de lluvias intensas (Álvarez-Rogel *et al.*, 2020) o debido a deficiencias en las infraestructuras y en las redes de saneamiento (Decreto 259/2019). En relación con las infraestructuras de ocio, a lo largo de la costa del mar Menor existe un total de 12 puertos deportivos y clubes náuticos (Figura 3.6), que suman más de 3.900 puntos de amarre (Barragán y Sanabria, 2016), lo que equivale al 65% de la oferta regional (Decreto 259/2019), y que han evolucionado desde los 255 amarres a finales de los 70 (CEDEX, 2020).

Tabla 3.6. Evolución de uso de agua y cauce receptor de las EDAR del entorno del mar Menor (Fuente: elaboración propia a partir de Barragán y Sanabria, 2016 (datos 2014) y <https://www.esamur.com> (datos 2022)).

EDAR	2014		2022	
	Uso del agua	Cauce receptor	Uso del agua	Cauce receptor
San Pedro del Pinatar	Dominio Público Hidráulico	Mar Menor	Desalobradora	Mar Mediterráneo
San Javier	Riego	Mar Menor	Riego	Mar Mediterráneo
Mar Menor	Riego	Mar Menor	Riego	Mar Mediterráneo
Los Alcázares	Riego	Canal de drenaje	Riego	-
Torre Pacheco	Riego	Rambla del Albuñón	Riego	-

Además, existen unos 2.353 amarres extra, correspondientes a los fondeaderos ilegales distribuidos por el interior de la laguna (Decreto 259/2019). La navegación entre ambos mares, gracias a la apertura del Estacio, supuso la introducción al mar Menor de especies alóctonas que permanecen adheridas al casco de los barcos (González-Carrión, 2015; Casalduero *et al.*, 2016) y compiten por los recursos con las especies autóctonas, suponiendo también una fuente importante de entrada de hidrocarburos en la laguna (Moreno-González, 2016).

Estos últimos, han sido identificados en diferentes especies en concentraciones más altas que las encontradas para la misma especie en el resto del mar Mediterráneo (Martínez-Gómez, 2013).



Fig. 3.6 Situación de puertos deportivos en el entorno del mar Menor. (Fuente: elaboración propia).

En cuanto a la actividad minera desarrollada en las sierras de Cartagena y La Unión, ha sido una de las más importantes de la Región de Murcia, extendiéndose su explotación desde la época Cartaginesa hasta finales del siglo XX (Serrato *et al.*, 2006; Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007). La ubicación de la sierra minera y sus ramblas respecto a la laguna ha favorecido la transferencia de metales hacia el mar Menor, procedentes de los lodos de lavado del proceso (ITI 2017; Decreto 259/2019), o bien almacenaban en balsas de estériles, muchas de ellas aún repletas de estos lodos (Robles-Arenas *et al.*, 2006; Cervantes, 2009). Estas últimas suelen desbordarse durante las lluvias torrenciales, provocando a día de hoy el arrastre de metales hacia la laguna o acumulándose ramblas (García, 2004; Robles-Arenas *et al.*, 2006; Pérez-Sirvent *et al.*, 2021), humedales (Álvarez-Rogel *et al.*, 2004) y sedimento marino (Simonneau, 1973; Marín-Guirao *et al.*, 2005a), quedando además, biodisponibles para la flora (Marín-Guirao *et al.*, 2005a, 2005b) y fauna del ecosistema (Rodríguez-Puente *et al.*, 2001; Marín-Guirao, 2007; Muñoz-Vera, 2016; León *et al.*, 2021).



## CAPÍTULO 4. MATERIALES Y MÉTODOS

---

*“Defiende tu derecho a pensar, porque incluso pensar de manera errónea es mejor que no pensar”*

**HIPATIA**

## **4 MATERIALES Y MÉTODOS**

### **4.1 Marco de estudio de sedimentos**

#### **4.1.1 Sedimentos costeros del mar Menor y playa de Cala Cortina**

El estudio de MP en sedimentos costeros del mar Menor se ha llevado a cabo en 12 playas y un total de 17 estaciones de muestreo, localizadas en su ribera continental y cordón litoral (Figura 4.1), dentro y fuera de áreas con figuras de protección internacionales (ZEPIM y RAMSAR), europeas (LIC, ZEPA) y nacionales (ENP), tal y como se describe en el apartado 2.4.3 de la presente Tesis Doctoral. De acuerdo con el estudio ecocartografico del litoral de las provincias de Granada, Almería y Murcia realizado por el MITECO (<https://www.miteco.gob.es/es>), la topología de las playas estudiadas responde a tres tipos: abierta, abierta con espigones de estabilización y encajada entre obras portuarias, tal y como se describe en la Figura 4.2.

La descripción, de manera sucinta, de las características generales de cada una de las playas objeto de estudio situadas en el mar Menor, de acuerdo con la información proporcionada en la Guía de Playas del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (<https://www.miteco.gob.es/es/>), y las presiones o conflictos ambientales que pueden constituir una fuente de significativa de MP, es la siguiente:

- 1) Playa Honda** → Se trata de una playa urbana de 1.000 m de longitud altamente urbanizada, donde comúnmente se practica surf y deportes náuticos. El puerto deportivo más cercano es el de Mar de Cristal, a 2 km. La anchura media de la playa es de 20 m, y cuenta con servicio de aparcamiento, paseo marítimo, alquiler de sombrillas y hamacas, aseos, establecimientos de comida y bebida, pasarelas y rampas para

discapacitados, zona de juegos para niños y servicio de limpieza de playa. El grado de ocupación es alto, y la tipología de playa es abierta.

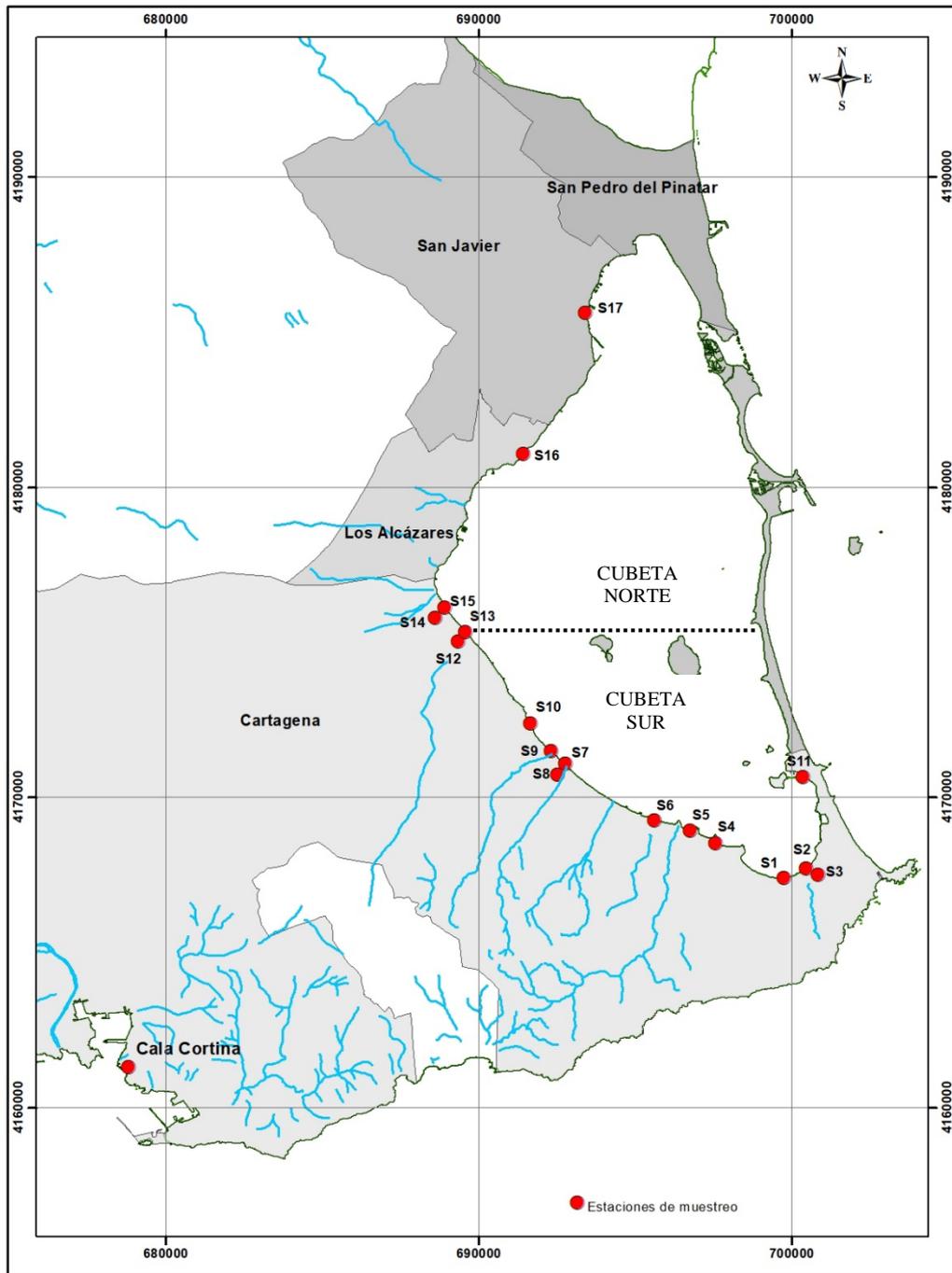


Figura 4.1. Localización de estaciones de muestreo de sedimentos costeros del Mar Menor objeto de estudio (Fuente: elaboración propia).



Fig. 4.2. Topología de las playas objeto de estudio: (a) abierta, (b) abierta con espigones de estabilización; (c) encajada por obras portuarias (Fuente:

<https://www.miteco.gob.es/es/>).

2) **Playa Paraíso** → Se trata de una playa semi-urbana abierta de 1.200 m de longitud, con una anchura media de 15 m y grado alto de ocupación. En ella, se practica surf y deportes náuticos, y el Club Náutico “La Isleta”, con su puerto deportivo, está a 1,5

km de distancia. Cuenta con el itinerario-sendero GR-92, muy utilizado durante todo el año para pasear, correr y montar en bicicleta. Entre los servicios de que dispone se encuentran: aparcamiento, paseo marítimo de tierra compacta, alquiler de sombrillas y hamacas, aseos, establecimientos de comida y bebida, pasarelas y rampas para discapacitados, zona de juegos para niños y servicio de limpieza de playa.

**3) Mar de Cristal** → Playa de 900 m de longitud y 20 m de anchura media. Cuenta con aparcamiento, paseo marítimo, alquiler de sombrillas y hamacas, aseos, establecimientos de comida y bebida, pasarelas y rampas para discapacitados, zona de juegos para niños y servicio de limpieza de playa, así como con el Club Náutico “Mar de Cristal”, con diversos servicios como varadero, taller de reparaciones náuticas y de limpieza y mantenimiento de embarcaciones. Se trata de una playa altamente urbanizada, encajada por obras portuarias y de alto grado de ocupación, en la que se practica surf y diversos deportes náuticos. Como la anterior, se encuentra también en el recorrido del itinerario-sendero GR-92.

**4) Islas Menores** → Playa con una descripción general idéntica a la de Mar de Cristal.; aunque no cuenta con club náutico propio, sí tiene puerto deportivo.

**5) Los Nietos** → Se trata de una playa altamente urbanizada, con grado de ocupación alto y de topología abierta con espigones de estabilización. Tiene una longitud de 2.700 m y una anchura media de 15 m. Cuenta con los servicios comunes de aparcamiento, paseo marítimo de tierra compacta, alquiler de sombrillas y hamacas, aseos, establecimientos de comida y bebida, pasarelas y rampas para discapacitados, zona de juegos para niños y servicio de limpieza de playa, así como con el Club Náutico “Los

Nietos”, con servicio de reparación de embarcaciones y escuela de vela. En ella se practica todo tipo de actividades náuticas: surf, kitesurf, kayak, etc.

- 6) **Lo Poyo** → Playa de 3.500 x 20 m de anchura media. Se trata de una playa natural, de bajo grado de ocupación, sin servicios y de topología abierta. Se utiliza para la práctica de deportes náuticos y transcurre junto al itinerario-sendero GR-92.
- 7) **La Perla** → Playa de 800 m de longitud y 20 m de anchura media. Tiene un grado de ocupación medio, es semi-urbana y de topología abierta. Cuenta con aparcamiento, pasarelas de acceso, aseos, paseo marítimo y servicio de limpieza. El Club Náutico “Los Urrutias” se encuentra a 1 km de distancia.
- 8) **Los Urrutias** → Se trata de una playa de 1.500 m de longitud y 20 m de anchura media. Está altamente urbanizada, y su Club Náutico “Los Urrutias” tiene servicio de mantenimiento y reparación de embarcaciones. Posee zona de aparcamiento, paseo marítimo, aseos, establecimientos de comida y bebida, pasarelas y rampas para discapacitados, zona de juegos para niños, zona deportiva y servicio de limpieza de la playa. Es una playa de alta ocupación y de topología abierta con espigones de estabilización.
- 9) **La Manga** → Playa urbana de 763 m de longitud y 29 m de anchura media. Cuenta con zona de aparcamiento, alquiler de hamacas y sombrillas, aseos, establecimientos de comida y bebida, pasarelas y rampas para discapacitados y servicio de limpieza. Posee un alto grado de ocupación y urbanización, en ella se practica todo tipo de deportes náuticos y cuenta con el Club Náutico “Dos Mares” a 100 m de la playa. Limita con una avenida de elevado tráfico, especialmente en verano, denominada Avenida Gran Vía de La Manga. Es una playa de topología abierta.

**10) Marina del Carmolí** → Playa natural, abierta, de bajo grado de ocupación y de una extensión de 3.000 m de longitud y unos 5 m de anchura media. Solamente cuenta con servicio de aparcamiento en la zona norte. Está junto al itinerario-sendero GR-92 y atravesada por la RM F.54, Recibe aportes importantes de escorrentía agrícola a través de las ramblas Miranda, El Albuñón y rambla del Miedo, así como de agua depurada de Los Alcázares y ElAlgar-Los Urrutias. En ella se practica la pesca deportiva, y tiene el Club Náutico “Los Urrutias” a 3 km de distancia.

**11) Los Narejos** → Playa de 1.000 m de longitud y anchura media de 35 m. Cuenta con servicio de aparcamiento, paseo marítimo, alquiler de sombrillas, hamacas y equipos náuticos, aseos, establecimientos de comida y bebida, pasarelas y rampas para discapacitados, zona de juegos y deportiva y servicio de limpieza. Se trata de una playa altamente urbanizada, de alto grado de ocupación y abierta con espigones de estabilización, con ofertas de actividades de vela y kayak. El club náutico más cercano es el de Los Alcázares, a 2 km.

**12) Santiago de la Ribera** → Playa urbana, abierta, muy urbanizada y de alto grado de ocupación. Ocupa una superficie de 400 m de longitud y 39 m de anchura media. Tiene servicio de aparcamiento, alquiler de hamacas y sombrillas, aseos, chiringuitos, contenedores de recogida selectiva de residuos, zona de jardines, lavapies, papeleras, pasarelas, paseo marítimo, zona de juego para niños y zona de sombra adaptadas. Cuenta con el Real Club de Regatas de Santiago de la Ribera a 0,5 km de la playa. Limita con la avenida Sandoval y la explanada Barnuevo.

En la presente Tesis Doctoral, se han clasificado las playas en urbanas, semiurbanas y naturales, basándonos en la descripción de tipologías de playas de Peña-Alonso *et al.* (2018) y Rodella *et al.* (2019). Así, las playas urbanas son aquellas localizadas en áreas con alta densidad urbana y uso recreativo, gran variedad de servicios comerciales, alojamientos e instalaciones y alto grado de antropización de la línea de costa. Son playas accesibles por carretera y transporte público, y adaptadas a personas con movilidad reducida. Por su parte, las playas semiurbanas son las localizadas en áreas urbanas de media o baja densidad, con servicios comerciales, alojamientos e instalaciones limitados, uso recreativo y bajo grado de antropización de la línea de costa. Son accesibles por transporte privado y tienen limitado el número de accesos adaptados a personas con movilidad reducida. Por último, las playas naturales se localizan en zonas protegidas caracterizadas por un frente marítimo rústico, una zona de dunas en áreas no urbanizadas y lejos de áreas de población. No cuentan con servicios comerciales ni de restauración, y su uso principal es conservacional, siendo accesibles con transporte privado, si existen carreteras próximas, a pie o en barco y no adaptadas a personas con movilidad reducida.

Además, los rasgos geomorfológicos de la laguna del mar Menor, como son la barrera de cierre, islas y red de drenaje de los cauces continentales, permiten dividirla, trazando una línea que une el cerro del Carmolí, la isla Perdiguera y la isla Mayor (Figura 4.1), en dos cubetas: la cubeta norte y la cubeta sur. Los cauces o vías de entrada de agua dulce y de sedimentos al mar Menor son fundamentalmente a través de seis: rambla de La Carrasquilla, rambla Ponce, rambla del Beal, rambla Miranda en la cubeta sur, y rambla del Albuñón y rambla de Los Alcázares en la cubeta Norte. (Mas-Hernández, 1996).

Por otra parte, también se recolectaron sedimentos costeros de la playa de Cala Cortina, próxima a la ciudad de Cartagena (Figura 4.1). Esta playa se encuentra ubicada entre las dos dársenas del puerto de Cartagena y, de acuerdo con la clasificación de playas, se trata de una playa semiurbana de arena artificial, con una longitud de 210 m y una anchura media de 20 m. Es una playa aislada, pero con un alto grado de ocupación. Dispone de aparcamiento, paseo marítimo, establecimientos de comida y bebida, pasarelas y rampas para discapacitados, zona de juegos para niños y servicio de limpieza.

#### **4.1.2 Sedimentos marinos del puerto de Cartagena**

El estudio de MP en sedimentos marinos del Mediterráneo se realizó en el entorno del puerto de Cartagena. Este puerto está constituido por dos dársenas: la dársena de Cartagena y la dársena de Escombreras, separadas e independientes.

Ambas dársenas se encuentran conectadas por carretera, con una separación de unos 5 km por carretera y 1,5 millas por mar. En la dársena de Cartagena se encuentra el puerto deportivo y turístico, la terminal de cruceros, el muelle pesquero, naves de astilleros de Navantia, las instalaciones de la Armada Española que incluyen el Arsenal Militar de Cartagena y la Base de Submarinos, la terminal de contenedores, mercancía general, terminal hortofrutícola, terminal de ganado e instalaciones Ro-Ro para tráfico rodado. Por su parte, en la dársena de Escombreras se localizan las terminales de graneles líquidos y sólidos, así como el dique destinado al atraque de buques en espera y asistencia a obras. Actualmente, ocupa el primer puesto del ranking nacional en el total de mercancías portuarias importadas y exportadas, con un volumen de intercambio de 29,8

millones de toneladas, manteniendo su liderazgo en importaciones en España (22,3 millones tn) y consolidando el quinto puesto en exportaciones (7,5 millones tn). Además, se encuentra en el octavo puesto nacional en número de escalas de destino de cruceros. (<https://www.apc.es/webapc/>).

El puerto de Cartagena representa la salida natural por mar de la Región de Murcia y se ubica geográficamente en las coordenadas 0° 59' W (longitud) y 37° 35' N (latitud), siendo el viento predominante de dirección S-SW y S-SE. Ocupa una superficie total de 463,36 Ha, de las que 224,37 son en agua, y cuenta con una longitud total de muelle y calado máximo de 14.097 metros lineales y 26 m, respectivamente ([www.puertos.es](http://www.puertos.es)). El puerto acoge en su zona de servicio varios espacios protegidos incluidos en la Red Natura 2000, entre los que destacan, por su proximidad, la Sierra de la Fausilla, Isla e Islotes del Litoral Mediterráneo (Isla del Fraile e Isla de Escombreras), Franja del litoral sumergida de la Región de Murcia y Escarpe de Mazarrón.

## **4.2 Estaciones de muestreo y toma de muestra**

### **4.2.1 Estaciones de muestreo para sedimentos costeros del mar Menor**

El estudio de sedimentos costeros del mar Menor se llevó a cabo en 17 estaciones de muestreo distribuidas tal y como se recoge en la Figura 4.1, de manera que 8 de ellas estaban en 8 playas clasificadas como urbanas, 3 en 2 playas clasificadas como semiurbanas y 6 estaciones de muestreo en 2 playas naturales. Todas ellas se ubicaron en la zona intermareal de las playas objeto de estudio, aunque en las playas semiurbanas se ubicó también una estación de muestreo en la zona supramareal (Figura 4.3), por presentar

vegetación natural propia de tipo saladar o humedal y estar alejadas de la orilla, lo que puede representar una especie de depósito más o menos fijo de MP (Moreira *et al.*, 2016)



*Fig. 4.3. Esquema de zonificación para la situación de estaciones de muestreo de playas. (Fuente: elaboracion propia a partir de Flor y Flor-Blanco, 2011).*

La Tabla 4.1 recoge las características de cada una de las estaciones de muestreo de sedimentos costeros elegidas para el mar Menor, con el tipo de playa, la geolocalización y el número de figuras de protección asignadas.

Se ha trabajado con 69 muestras de sedimento costero del mar Menor procedente de las 17 estaciones de muestreo y repartidas de la siguiente forma: 19 muestras durante 2017, 21 muestras durante 2018 y 29 muestras durante 2019, lo que ha supuesto un total de 14.437,73 g de sedimento húmedo analizado (13.617,40 g de sedimento seco).

Tabla 4.1. Localización de estaciones de muestreo en mar Menor, codificación, tipo de playa y número de figuras de protección.

Denominación (Código)	Coordenadas	Tipo	Figuras
Playa Honda (S1)	37°37'55'' N 00°44'11'' W	Urbana	0
Playa Paraíso (S2)	37°38'04'' N 00°43'41'' W	Semiurbana	5
Salinas Marchamalo supramareal (S3)	37°38'03'' N 00°43'36'' W	Semiurbana	5
Mar de Cristal (S4)	37°38'33'' N 00°45'38'' W	Urbana	0
Islas Menores (S5)	37°38'47'' N 00°46'11'' W	Urbana	0
Los Nietos (S6)	37°38'58'' N 00°46'57'' W	Urbana	0
Saladar Lo Poyo intermareal (S7)	37°40'00'' N 00°48'52'' W	Natural	5
Saladar Lo Poyo supramareal (S8)	37°39'59'' N 00°48'52'' W	Natural	5
La Perla (S9)	37°40'13'' N 00°49'10'' W	Semiurbana	1
Los Urrutias (S10)	37°40'43'' N 00°49'36'' W	Urbana	0
La Manga (S11)	37°41'10'' N 00°44'16'' W	Urbana	0
Marina del Carmolí sur supramareal (S12)	37°42'18'' N 00°51'00'' W	Natural	3
Marina del Carmolí sur intermareal (S13)	37°42'20'' N 00°50'58'' W	Natural	3
Marina del Carmolí norte supramareal (S14)	37°42'45'' N 00°51'25'' W	Natural	3
Marina del Carmolí norte intermareal (S15)	37°42'46'' N 00°51'24'' W	Natural	3
Los Narejos (S16)	37°45'24'' N 00°49'37'' W	Urbana	0
Santiago de la Ribera (S17)	37°47'50'' N 00°48'12'' W	Urbana	0

El valor mínimo de sedimento húmedo analizado fue de 58,27 g, correspondiente a una muestra de marzo del 2018 recogida en S12, y el valor máximo fue de 345,78 g, correspondiente a una muestra de noviembre del 2019 recogida en S4. Los valores medios ( $\pm$  error estándar) de sedimento húmedo y seco fueron de  $209,24 \pm 6,36$  g y  $197,36 \pm 5,80$  g, respectivamente. En las Tablas 4.2 a 4.18 se recoge el detalle pormenorizado de los pesos de sedimento seco analizados para cada una de las 17 estaciones de muestreo escogidas para el mar Menor, con peso y porcentaje de partículas de diámetro equivalentemente menor de 5 mm. En todos los casos, se ha evitado tomar muestras durante los meses de verano, de mayor apogeo turístico, donde la mayoría de las playas, especialmente las urbanas y semiurbanas, mantienen un servicio de limpieza por parte de las autoridades locales, como ocurre en la mayoría de las playas (Lozoya *et al.*, 2016).

De todas estas muestras, 15 de ellas se recogieron en noviembre de 2019, después del episodio de DANA acontecido sobre el mar Menor un mes antes, suponiendo un total de 2.996,41 g de sedimento húmedo, un 22% del total de sedimento húmedo muestreado.

*Tabla 4.2. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S1 (Playa Honda) del mar Menor.*

<b>Fecha</b>	<b>Peso húmedo (g)</b>	<b>Peso seco (g)</b>	<b>&lt; 5 mm (g) <sup>(1)</sup></b>	<b>&lt; 5 mm (%) <sup>(1)</sup></b>
Mar 2017	219,79	218,11	214,40	98,30
Mar 2018	170,88	169,51	159,87	94,31
	172,99	171,59	159,72	93,08
Feb 2019	274,26	272,53	271,92	99,78
	261,50	259,36	258,55	99,69
Nov 2019	283,11	237,42	237,42	100,00
<b>TOTAL</b>	<b>1.382,54</b>	<b>1.328,52</b>	<b>1.301,88</b>	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.3. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S2 (Playa Paraíso) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	238,10	233,95	222,91	95,28
	227,71	223,74	147,24	65,81
Mar 2018	230,70	229,43	217,18	94,66
	222,53	221,33	212,04	95,80
	221,47	219,85	209,58	95,33
	268,89	266,93	250,88	93,99
Feb 2019	268,22	249,50	238,09	95,43
	268,21	265,69	260,11	97,90
Nov 2019	152,06	142,71	142,71	100,00
<b>TOTAL</b>	<b>2.097,90</b>	<b>2.053,13</b>	<b>1.900,74</b>	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.4. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S3 (Salinas de Marchamalo supramareal) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	205,59	197,73	125,30	63,37
	203,23	195,46	111,54	57,07
Mar 2018	99,88	95,98	78,04	81,31
	110,28	106,14	83,49	78,66
Nov 2019	168,08	148,03	114,58	77,40
<b>TOTAL</b>	<b>787,06</b>	<b>743,34</b>	<b>512,95</b>	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Por otra parte, las estaciones de muestreo S12 y S13 se propusieron como nuevos puntos de muestreo para el año 2018, debido a la importante longitud de su playa y a que en 2017 únicamente se había muestreado la zona norte de la misma (estaciones de

muestreo S14 y S15). No obstante, durante las campañas de muestreo realizadas en 2019, de nuevo tuvo que excluirse esta estación, debido a la gran cantidad de carrizo (*Phragmites australis*) y caña (*Arundo donax*) que había colonizado el área de estudio y que hacía imposible tanto su acceso como la toma de muestras.

Tabla 4.5. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S4 (Mar de Cristal) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	236,44	230,10	230,08	99,99
Mar 2018	229,76	228,68	222,74	97,40
	255,54	254,44	249,77	98,16
Feb 2019	259,84	257,14	250,79	97,53
	239,25	218,22	216,74	99,32
Nov 2019	345,78	291,63	290,69	99,68
<b>TOTAL</b>	<b>1.566,61</b>	<b>1.480,21</b>	<b>1.460,81</b>	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.6. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S5 (Islas Menores) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	234,86	229,29	228,87	99,82
Mar 2018	206,79	204,31	196,22	96,04
Feb 2019	199,05	192,22	191,65	99,70
	237,46	231,57	228,37	98,62
Nov 2019	271,11	219,76	219,76	100,00
<b>TOTAL</b>	<b>1.149,26</b>	<b>1.077,15</b>	<b>1.064,87</b>	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.7. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S6 (Los Nietos) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	204,29	198,97	188,41	94,69
Feb 2019	202,29	197,41	194,46	98,51
	203,68	197,98	197,67	99,84
Nov 2019	256,59	213,51	213,51	100,00
TOTAL	866,85	807,87	794,05	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.8. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S7 (Saladar Lo Poyo intermareal) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	120,87	110,16	38,71	35,14
Mar 2018	170,79	153,54	140,39	91,44
	160,82	148,57	136,60	91,94
Nov 2019	228,88	172,39	172,39	100,00
TOTAL	681,36	584,66	488,09	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.9. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S8 (Saladar Lo Poyo supramareal) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	220,72	218,87	149,33	68,23
	91,48	90,71	20,54	22,64
Mar 2018	189,18	187,44	181,46	96,81
	150,48	149,34	145,46	97,40
Nov 2019	192,62	155,33	155,33	100,00
TOTAL	844,49	801,69	652,12	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.10. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S9 (La Perla) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2018	222,22	220,33	220,19	99,94
	234,06	232,75	231,83	99,60
Nov 2019	218,38	200,54	200,54	100,00
<b>TOTAL</b>	<b>674,66</b>	<b>653,62</b>	<b>652,56</b>	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.11. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S10 (Los Urrutias) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	217,47	210,42	201,52	95,77
Feb 2019	230,48	223,27	223,14	99,94
	201,33	194,59	193,96	99,68
Nov 2019	207,99	188,50	185,69	98,51
<b>TOTAL</b>	<b>857,27</b>	<b>816,78</b>	<b>804,31</b>	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.12. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S11 (La Manga) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	228,74	225,45	222,50	98,69
Feb 2019	224,96	222,31	219,68	98,82
	198,23	194,88	191,74	98,39
Nov 2019	282,32	234,83	233,63	99,49
<b>TOTAL</b>	<b>934,25</b>	<b>877,47</b>	<b>867,55</b>	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.13. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S12 (Marina del Carmolí sur supramareal) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2018	58,27	57,40	48,70	84,84
	126,90	123,92	106,47	85,92
TOTAL	185,17	181,32	155,17	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.14. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S13 (Marina del Carmolí sur intermareal) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2018	262,47	259,22	258,20	99,61
	190,81	188,98	188,61	99,80
TOTAL	453,29	448,20	446,81	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.15. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S14 (Marina del Carmolí norte supramareal) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	134,99	130,47	35,54	27,24
	148,74	143,76	65,93	45,86
Nov 2019	167,65	162,03	157,94	97,48
TOTAL	451,38	436,26	259,41	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.16. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S15 (Marina del Carmolí norte intermareal) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	142,89	131,92	61,52	46,63
	245,20	226,37	146,59	64,76
Nov 2019	189,28	174,74	164,78	94,30
TOTAL	577,37	533,03	372,89	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.17. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S16 (Los Narejos) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	179,35	149,45	147,73	98,85
Nov 2019	326,75	272,28	226,88	83,33
TOTAL	506,10	421,73	374,61	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

Tabla 4.18. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S17 (Santiago de la Ribera) del mar Menor.

Fecha	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2017	215,07	189,71	188,52	99,37
Nov 2019	207,13	182,71	182,71	100,00
TOTAL	422,20	372,42	371,23	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

#### 4.2.2 Estaciones de muestreo para sedimentos costeros de Cala Cortina

Por su parte, las muestras de sedimento costeros de Cala Cortina se tomaron en 3 puntos diferentes de la playa urbana, tal y como se recoge en la Figura 4.4, y denominados Z1, situado en la línea de costa, y Z2 y Z3, a 9 y 18 m hacia el interior de la playa desde la línea de costa, respectivamente. El muestreo se realizó durante el año 2019, en los meses de marzo, junio y septiembre, tal y como se presenta en la Tabla 4.19, con un total de 4.194,61 g de sedimento húmedo, que se correspondieron con 4.082,42 g de sedimento seco y un total de 3.790 g (92,84% del sedimento seco) de partículas de diámetro equivalente inferior a 5 mm. Los valores medios por muestra de sedimento húmedo y seco fueron  $233,03 \pm 5,30$  g y  $226,80 \pm 5,70$  g, respectivamente, y los valores máximo y mínimo de sedimento seco analizado fueron de 193,30 g y 265,30 g, respectivamente.



Fig. 4.4. Puntos de muestreo escogidos para la playa urbana de Cala Cortina (Fuente: elaboración propia).

El valor medio de sedimento costero húmedo analizado por mes de muestreo fue de  $228,55 \pm 7,97$  g para marzo;  $247,32 \pm 6,38$  g para junio y  $223,23 \pm 10,88$  g para septiembre, sin que exista entre ellos diferencias con significación estadística ( $F$ -test = 2,158,  $p = 0,150$ ).

Tabla 4.19. Datos de sedimentos costeros en Cala Cortina por mes y estación de muestreo.

Fecha	Estaciones	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>
Mar 2019	Z1	238,50	235,10	226,98	96,55
		242,16	237,64	229,97	96,77
	Z2	214,68	210,47	198,05	94,10
		218,03	213,67	201,56	94,33
	Z3	203,31	200,65	171,62	85,53
		254,63	250,49	224,15	89,48
Jun 2019	Z1	246,80	218,20	216,30	99,13
		236,40	210,30	207,00	98,43
	Z2	254,20	251,90	235,10	93,33
		222,80	220,50	196,80	89,25
	Z3	265,70	265,30	237,20	89,41
		258,00	257,50	231,10	89,75
Sep 2019	Z1	207,40	200,60	198,60	99,00
		200,80	193,30	191,20	98,91
	Z2	201,80	196,60	172,00	87,49
		218,10	212,00	192,60	90,85
	Z3	265,90	263,70	238,30	90,37
		245,40	235,10	221,50	90,59
TOTAL		4194,61	4082,42	3790,03	

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

### 4.2.3 Toma de muestra de sedimentos costeros

La toma de muestra para el análisis de MP en sedimentos costeros es relativamente fácil, y no requiere más que el uso de materiales no plásticos, siempre que sea posible, para la recolección, un marco de madera o metal para especificar el área de muestreo y un

recipiente de vidrio para almacenar el sedimento recogido (Löder y Gerds, 2015). En la revisión de las distintas técnicas analíticas realizada por Hanvey *et al.* (2017), se define esta metodología como la más común y sencilla para el estudio de MP en sedimentos de playa y costa, y señala como inconveniente la variedad de unidades de medida (masa, volumen, superficie) que acepta este tipo de muestreo, hecho también destacado en las revisiones de Hidalgo-Ruz *et al.* (2012) o Van Cauwenberghe *et al.* (2015), entre otros. En nuestro caso, se trabajó con un marco de madera de 50x50 cm (Fig. 4.5), con el que se recogieron siempre estratos superficiales de entre 0 y 4 cm máximo de profundidad, en una superficie equivalente de 0,25 m<sup>2</sup> y con la ayuda de una paleta de metal. La muestra recogida se depositaba en placas Petri de 120 mm de diámetro. Además, se anotaba la coordenada UTM del centro del recuadro con la finalidad de mantener el mismo punto de muestreo durante todo el proceso de investigación.

Tras el secado de las muestras a 60°C toda la noche o hasta peso constante en estufa de aire forzado FD 23 (Binder GmbH, Tuttlingen, Alemania), se tamizaban en malla de 5 mm y almacenaban a 4°C en recipientes sellados de vidrio antes de la extracción de los MP. En las muestras destinadas al análisis granulométrico, además del tamizado en 5 mm, se pasaba la muestra por un segundo tamiz de luz de poro de 2 mm, anotando nuevamente el peso de la muestra tamizada. De esta manera, además de determinar el porcentaje de partículas de la muestra que se encontraba en esos dos intervalos de tamaño, se preparaban las muestras para poder trabajar con ellas en el analizador de tamaño de partículas MasterSizer, que no admite partículas de tamaño superior a 2 mm.



Fig. 4.5. Recolección de muestras de sedimentos costeros: (a) cuadrado de madera de 50x50 cm; (b) (c) (d) (e) muestras recogidas en placas Petri de 120 mm de diámetro.

Todo el material de uso en la toma de muestra se lavaba a conciencia con agua del grifo y dos veces con agua Tipo II (RO/DI), procediéndose después al tratamiento en estufa a 150°C durante, al menos, 4h. Se incluye en este apartado todo el instrumental de disección empleado para las doradas. El material así tratado se guardaba envuelto en papel

de alumnio que también había seguido este tratamiento térmico, para mitigar así la posible contaminación por MP.

#### 4.2.4 Estaciones de muestreo y toma de muestra de sedimentos marinos del puerto de Cartagena

Las muestras de sedimento marino se tomaron también en tres estaciones de muestreo situadas a distinta profundidad, tal y como se muestra en la Figura 4.6, y denominados P1, P2 y P3.



Fig. 4.6. Vista aérea de las estaciones de muestreo de sedimentos marinos del puerto de Cartagena (Fuente: elaboración propia a partir de <https://www.apc.es/webapc/>).

La estación de muestreo P1 se encontraba a 8 m de profundidad, frente a la playa de Cala Cortina, y se caracterizaba por tener una cobertura sedimentaria con fondos predominantemente arenosos. P2, a 12,5 m de profundidad, estaba ubicada en el muelle de Cartagena cercano a la ciudad, que incluye puerto deportivo y pesquero, junto con una terminal de cruceros con 700 m de línea de atraque y 11,25 m de calado medio, y sedimentos de fondo de tipo fangosos. Finalmente, la estación de muestreo P3, a 24 m de profundidad, se localizó en el muelle de escombrecaras, a 1,5 millas del puerto, que incluye terminales de gas natural licuado (GNL) y gas licuado de petróleo (GLP), atraque de superpetroleros para descarga de crudo y terminales de carga de aceites vegetales y bioetanol, con más de 5.000 m de línea de amarre y 21,40 m de calado medio (<https://www.apc.es/webapc/>). El muestreo se realizó a la vez que el de sedimento costero de Cala Cortina, es decir, el año 2019 en los meses de marzo, junio y septiembre, tal y como se presenta en la Tabla 4.20.

Para la recogida de sedimentos marinos, se utilizó una lancha guiada por GPS portátil (E-TREX-VISTA, Garmin) y se recurrió a un muestreador manual tipo draga Van Veen SG (*Aquatic BioTechnology*, Cádiz, España), que podía tomar hasta 0,04 m<sup>2</sup> de superficie en cada muestreo (Figura 4.7). Se trata de la herramienta más utilizada para la recolección de sedimentos bentónicos (Claessens *et al.*, 2011; Razeghi *et al.*, 2021). Una vez tomada la muestra, se repartía por triplicado en recipientes de vidrio con tapa metálica para su transporte al laboratorio. Todo el material empleado en la toma de muestra siguió un tratamiento al ya descrito para sedimentos costeros, con objeto de evitar la contaminación por MP. Así mismo, el proceso de secado y tamizado de las muestras fue similar al de sedimentos costeros.

Tabla 4.20. Datos de sedimentos marinos en el puerto de Cartagena por mes y estación de muestreo.

Fecha	Estaciones	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	< 5 mm (g) <sup>(1)</sup>	< 5 mm (%) <sup>(1)</sup>	
Mar 2019	P1	269,80	196,40	195,90	99,75	
		296,10	216,70	207,70	95,85	
		270,60	198,30	197,00	99,34	
	P2	260,80	189,90	189,80	99,95	
		242,40	175,90	172,10	97,84	
		244,60	171,00	165,90	97,02	
	P3	150,20	97,00	89,30	92,06	
		169,90	100,80	90,00	89,29	
		145,80	96,50	83,80	86,84	
	Jun 2019	P1	143,70	81,00	66,70	82,35
			257,70	184,30	180,20	97,78
			241,30	176,50	171,30	97,05
P2		266,40	186,50	183,90	98,61	
		203,70	145,10	143,20	98,69	
		283,50	218,60	147,71	67,57	
P3		262,40	201,90	159,80	79,15	
		201,30	150,80	100,40	66,58	
		186,90	128,80	85,80	66,61	
Sep 2019		P1	167,30	138,70	68,30	49,24
			190,40	151,80	84,00	55,34
			199,30	163,00	97,30	59,69
	P2	204,30	162,80	96,70	59,40	
		217,00	180,70	127,80	70,72	
		241,80	199,00	141,00	70,85	
	P3	221,40	182,30	136,71	74,99	
		253,50	205,60	128,90	62,69	
		190,40	134,00	118,40	88,36	
	TOTAL	P2	187,40	135,10	117,80	87,19
			182,40	120,50	110,60	91,78
			214,30	153,60	123,30	80,27
P3		198,40	160,20	104,30	65,11	
		227,70	175,40	122,80	70,01	
		236,30	180,50	148,40	82,22	
		223,20	171,30	142,09	82,95	
TOTAL		7.452,20	5.530,50	4.498,91		

<sup>(1)</sup> Datos referidos a peso seco

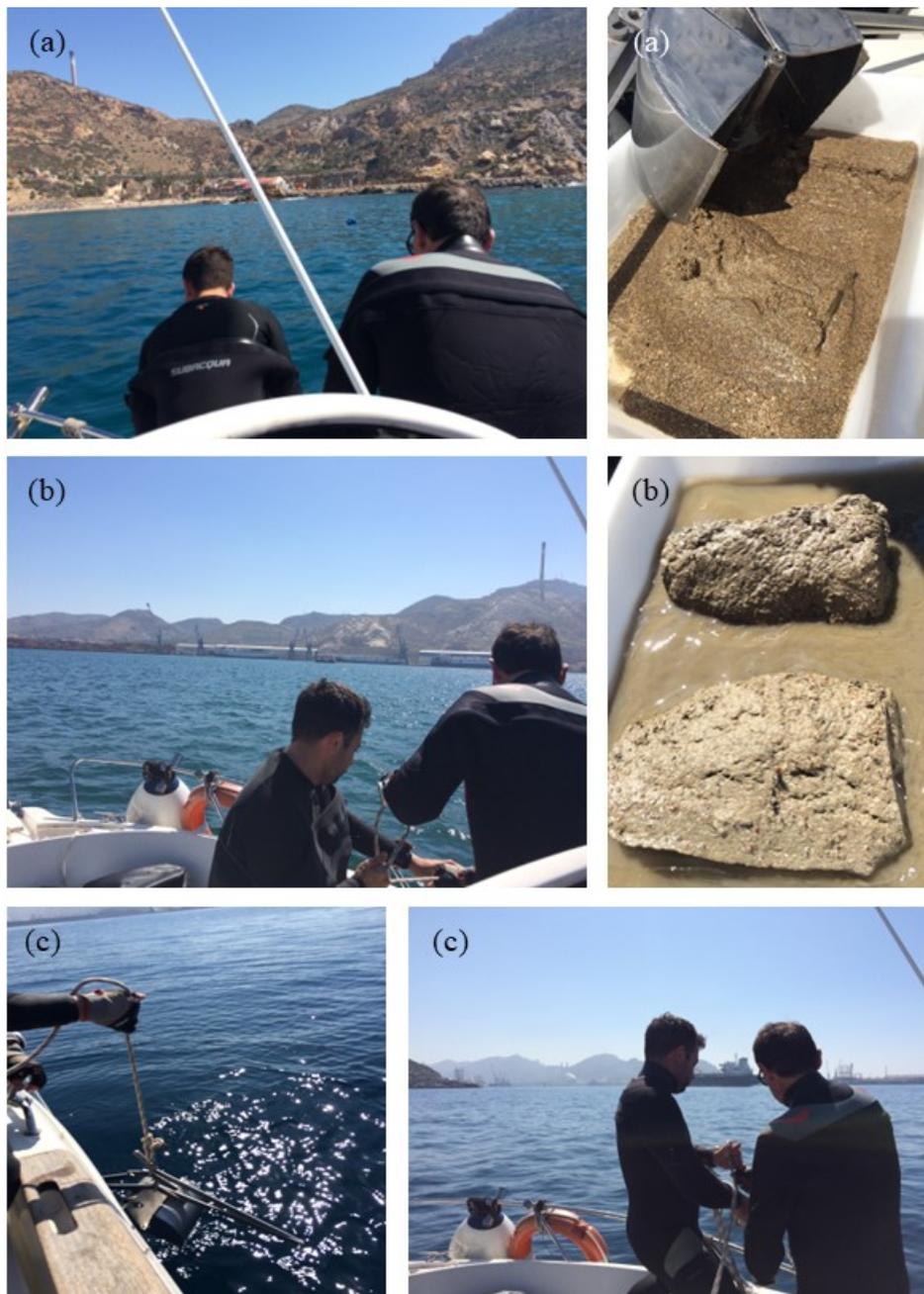


Fig. 4.7. Recolección de muestras de sedimentos marinos mediante muestreador manual tipo Van Veen: (a) P1; (b) P2; (c) P3.

En total, se analizaron 7.452,20 g de sedimento marino húmedo, que se correspondieron con 5.530,50 g de sedimento seco y 4.498,91 g de sedimento seco inferior a 5 mm (81,35%). Los valores medios por muestra de sedimento húmedo y seco fueron  $219,18 \pm 6,94$  g y  $162,66 \pm 6,09$  g, respectivamente, y los valores máximo y mínimo de sedimento seco analizado correspondieron a 81,00 g, para una muestra recogida en P3 en el mes de marzo, y 218,60 g, correspondiente a una muestra de P2 recogida en junio, respectivamente.

El valor medio de sedimento marino húmedo analizado por mes de muestreo fue de  $219,39 \pm 18,95$  g para marzo;  $222,04 \pm 10,96$  g para junio y  $216,15 \pm 6,52$  g para septiembre, sin que exista entre ellos diferencias con significación estadística ( $F$ -test = 0,060,  $p = 0,942$ ). La Figura 4.8 muestra una representación batimétrica del puerto de Cartagena con la localización de los puntos de muestreo.

#### **4.2.5 Muestreo de estómago e intestino de *Sparus aurata* L.**

El procesado y preparación de las distintas muestras incluidas en esta Tesis Doctoral se llevó a cabo en el laboratorio del Grupo de Investigación de Ingeniería Ambiental (Grupo de Trabajo MICRO-UPCT), del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT).

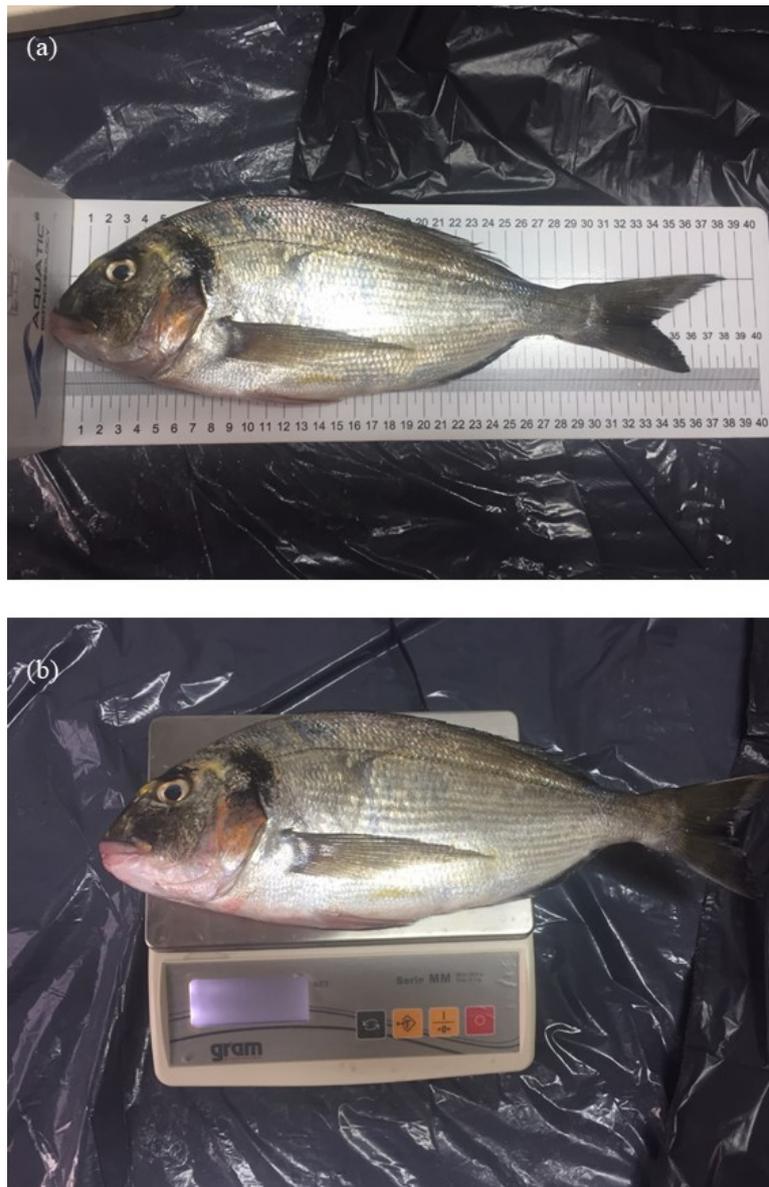
El estudio de microplásticos en individuos de dorada (*Sparus aurata* L.) se llevó a cabo en el estómago e intestino de 17 individuos. Los ejemplares utilizados para la obtención de las muestras procedían de la lonja de pescado de Lo Pagán, y los muestreos se realizaron durante los meses de julio de 2018, enero de 2019 y mayo de 2019, tal y

como se ha realizado en otros trabajos que estudian variaciones estacionales de divesos contaminantes en peces (Pignotti *et al.*, 2017).



Fig. 4.8. Mapa batimétrico del puerto de Cartagena y los puntos de muestreo de sedimento marino seleccionados para este estudio (Fuente: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/geoportal/>).

Los ejemplares de dorada capturados y sin eviscerar se almacenaron en hielo en la propia embarcación hasta su transporte al puerto y, una vez en el laboratorio, y previo a la disección, se medía longitud (L, cm) con ictiómetro (*Aquatic BioTechnology*, Cádiz, España) y peso (P, g) (Figura 4.9 y Tabla 4.21), calculándose, así mismo, el factor de Fulton (K), según la fórmula:  $K = 100 \cdot (P \cdot L^{-3})$ .



*Fig. 4.9. (a) Longitud y (b) medida de cada ejemplar de dorada analizado.*

El tracto gastrointestinal completo, que incluía estómago e intestino, se diseccionaba de cada ejemplar de dorada por medio de bisturí y pinzas de acero inoxidable. A continuación, se registraba el peso de estómago e intestino y se almacenaban ambos en papel de aluminio a  $-20^{\circ}\text{C}$  hasta su posterior análisis (Figura 4.10). El material utilizado era previamente lavado con agua del grifo, dos veces con agua Tipo

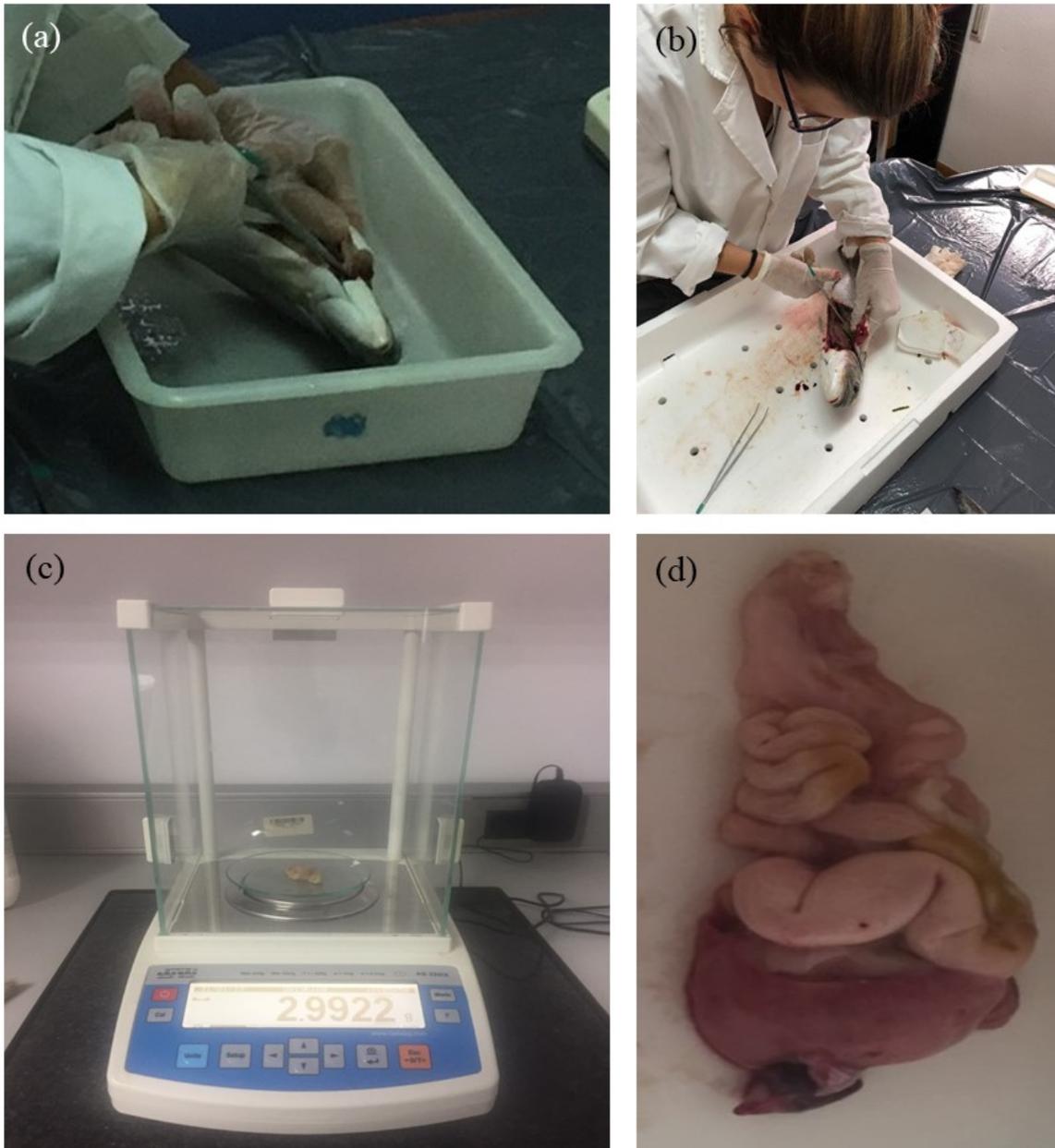
II (RO/DI) y tratado en estufa durante 4h a 150°C, para eliminar cualquier rastro de microplásticos.

*Tabla 4.21. Longitud (L) y peso (P) de cada ejemplar, así como de estómago (E) e intestino (I) de todas las muestras de Sparus aurata analizadas.*

<b>Muestra</b>	<b>L (cm)</b>	<b>P (g)</b>	<b>E (g)</b>	<b>I (g)</b>
1	38,00	700,00	3,57	13,76
2	38,00	750,00	4,08	18,88
3	31,00	477,00	2,83	8,73
4	32,00	450,00	1,97	6,47
5	28,50	375,00	2,87	4,73
6	28,50	343,00	1,96	3,73
7	25,50	228,90	0,98	4,10
8	24,50	208,50	0,92	2,99
9	24,50	210,00	0,92	1,68
10	27,00	289,20	1,65	6,28
11	25,00	214,10	1,21	2,63
12	31,00	413,90	1,75	9,73
13	32,00	434,40	1,90	11,62
14	40,00	737,00	2,60	18,13
15	40,50	773,00	2,49	14,66
16	40,00	789,00	2,17	19,43
17	42,00	801,00	2,64	16,15

La talla media de las doradas analizadas ( $\pm$  error estándar) fue de  $32,24 \pm 1,52$  cm, con valores mínimo y máximo de 25 cm y 42 cm, respectivamente (Tabla 4.21). El peso total de los individuos analizados fue de 8.194,70 g, con valores medio, mínimo y máximo de  $482,04 \pm 55,11$  g, 208,50 g y 801,00 g, respectivamente. El peso medio del conjunto de estómagos seleccionados fue de  $2,15 \pm 0,22$  g, con un valor mínimo de 0,92 g y un máximo de 4,08 g, y para el conjunto de intestinos analizados, el valor medio fue de  $9,63 \pm 1,50$  g, con valores mínimo y máximo de 1,68 g y 19,43 g, respectivamente. Debido al

diferente desarrollo de *Sparus aurata* L. según los diferentes meses muestreados, aparecieron diferencias estadísticamente significativas en los valores medios de peso y talla, así como de estómago e intestino, tal y como queda reflejado en la Tabla 4.22.



*Fig. 4.10. (a) y (b) Proceso de extracción del tracto gastrointestinal de doradas; (c) pesada de órganos; (d) muestra de intestino extraído de dorada.*

Tabla 4.22. Valores medios de peso de dorada, talla, estómago e intestino y análisis estadístico.

Fecha (ANOVA)	Dorada (g)	Talla (cm)	Estómago (g)	Intestino (g)
Jul 2018	515,83 ± 69,35	32,67 ± 1,78	2,88 ± 0,35	9,38 ± 2,39
Ene 2019	230,14 ± 15,20	25,30 ± 0,46	1,14 ± 0,14	3,54 ± 0,79
May 2019	658,17 ± 74,56	37,58 ± 1,95	2,26 ± 0,15	14,95 ± 1,53
ANOVA	$F\text{-test} = 38,779$ $p = 0,000$	$F\text{-test} = 46,340$ $p = 0,000$	$F\text{-test} = 12,547$ $p = 0,001$	$F\text{-test} = 9,800$ $p = 0,002$
	Jul-Ene ( $p = 0,000$ )	Jul-Ene ( $p = 0,000$ )	Jul-Ene ( $p = 0,000$ )	Jul-Ene ( $p = 0,040$ )
LSD test	Jul-May ( $p = 0,004$ )	Jul-May ( $p = 0,000$ )	Jul-May ( $p = 0,084$ )	Jul-May ( $p = 0,040$ )
	Ene-May ( $p = 0,000$ )	Ene-May ( $p = 0,000$ )	Ene-May ( $p = 0,006$ )	Ene-May ( $p = 0,001$ )

### 4.3 Extracción de microplásticos

#### 4.3.1 Separación por densidad: metodología común a todas las muestras procesadas

En primer lugar, cabría indicar que no existe un procedimiento certificado establecido y universalmente aceptado para la extracción y posterior identificación de MP en ninguna de las distintas muestras que configuran la presente Tesis Doctoral. Es por ello por lo que se han tratado de adaptar distintas metodologías establecidas en la bibliografía para cada tipo de muestra, procediendo siempre a minimizar los problemas de contaminación cruzada, el número de pasos a seguir, el tipo y cantidad de reactivos empleados y la posible pérdida de polímeros debido a una mala manipulación de la muestra. Este último caso es especialmente importante cuando se aplican tratamientos de digestión, como ha sido en nuestro caso para sedimentos marinos y doradas.

En cualquier caso, la técnica común aplicada a todas las muestras y una de las más empleada en la extracción de MP es la separación por densidad, que permite separar las partículas plásticas más ligeras de sedimentos más pesados (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Para ello, tradicionalmente se han empleado distintas disoluciones de sales, como el cloruro de sodio (NaCl), el yoduro de sodio (NaI) o el cloruro de cinc (ZnCl<sub>2</sub>), entre otras (Rocha-Santos y Duarte, 2015; Qiu *et al.*, 2016; Hanvey *et al.*, 2017; Miller *et al.*, 2017). Se trata de una técnica sencilla, basada en la diferencia de densidad entre plásticos y resto de partículas contenidas en la muestra, así como de bajo coste, a pesar de que presenta limitaciones en cuanto a la tasa de extracción de MP que según Quinn *et al.* (2017), se sitúa entre el 85 y el 95%. Habitualmente, especialmente cuando se trata de sedimentos costeros, la separación por densidad se acompaña de un tamizado en seco previo, con objeto de reducir el volumen de la muestra a analizar o separarla en fracciones de tamaño, y una filtración posterior mediante vacío, una vez que la muestra ha estado en contacto con la disolución durante un tiempo determinado, para aislar las partículas sobrenadantes que puedan ser MP (Rocha-Santos y Duarte, 2015; Hanvey *et al.*, 2017).

En nuestro caso, en cualquiera de los pasos de extracción por densidad que se mencionarán a continuación, se empleó una disolución concentrada de 120 g/l de NaCl (2,05 M;  $\rho = 1,08$  g/ml), preparada con cloruro de sodio de grado químicamente puro (QP) (Panreac, Barcelona, España), tal y como previamente han empleado otros autores para la extracción de microplásticos presentes en diferentes tipos de muestras (Vianello *et al.*, 2013; Karthik *et al.*, 2018; Piñon-Colin *et al.*, 2018; De-la-Torre *et al.*, 2020a). De hecho, el Grupo Técnico que desarrolla el Descriptor 10 “Marine Litter” de la Directiva Marco de Estrategia Marina (2008/56/EC), recomienda el uso de esta disolución concentrada de NaCl para extraer MP, tanto de la zona intermareal como de los

sedimentos de lechos marinos (Galgani *et al.*, 2014). Esta sal es económica, fácilmente disponible y de poca o nula toxicidad (Nuelle *et al.*, 2014; Miller *et al.*, 2017; Leslie *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2018), y fue finalmente empleada en este estudio tras los resultados obtenidos en estudios similares realizados en nuestro Grupo de Investigación con otras concentraciones de NaCl (Olmos Espinar, 2021).

En cualquiera de las muestras estudiadas, tras el contacto con la disolución de cloruro de sodio el tiempo necesario, se empleaba un sistema de filtración mediante bomba de vacío (*Rocker 400*, Pamplona, España), con flujo de 34 l/min y vacío máximo de 680 mm de Hg y 1450 rpm. Para ello, sobre embudo Büchner unido mediante tuberías de goma a un matraz Kitasato, se colocaba un filtro de papel de análisis cuantitativo (*Prat-Dumas*, Couze-St-Frint, Francia) de 110 mm de diámetro y 0,45 µm de tamaño de poro. Tras la filtración, el conjunto se lavaba dos veces con agua Tipo II (RO/DI), filtrando también estos lavados. A continuación, el filtro se situaba en Placa Petri de 120 mm de diámetro para los pasos posteriores. Este lavado final ha demostrado ser efectivo en la eliminación de impurezas adheridas a la superficie de los MP, consiguiendo después espectros de infrarrojo con bandas más claras que facilitaban la identificación de los distintos polímeros (Jung *et al.*, 2018).

El filtro contenido en la placa Petri, con los posibles MP de cada una de las muestras, se recuperaba con pinzas de acero inoxidable y se lavaba con 15 ml de agua Tipo II (RO/DI) en la propia placa, sometiéndolo después a agitación orbital en un *Shaker DOS 20S* (*VitaScientific*, Dieren, The Netherlands), a 150 rpm durante 30 minutos. Tras retirar el filtro de papel ya lavado, se eliminaba el agua de la placa Petri en estufa de aire forzado *FD 23* (*BinderGmbH*, Tuttlingen, Alemania), a 60°C toda una noche. Aunque

algunos autores, en la determinación de MP, han empleado la temperatura de 100°C durante toda una noche, tanto para muestras de sedimentos (Costa *et al.*, 2010; Lo *et al.*, 2018; Lo *et al.*, 2020) como en muestras biológicas (Campbell *et al.*, 2017; Paço *et al.*, 2017; Klein *et al.*, 2021), podría producirse pérdida de los polímeros más comunes, como es el caso de las fibras de poliéster, el polipropileno o los derivados de polivinilo. En esas condiciones, los MP suelen transformarse en aglomerados que los hacen más difíciles de determinar en técnicas sucesivas de identificación (Adomat y Grischek, 2021), por lo que han de evitarse tan altas temperaturas de secado.

#### **4.3.2 Necesidad de un proceso de digestión de las muestras**

Para eliminar la materia orgánica contenida en las muestras, y evitar así interferencias en la identificación y cuantificación de MP, es común realizar un proceso de digestión. Por otra parte, este proceso debe de conjungarse con la necesidad de contar con métodos reproducibles, que incluyan el mínimo número de pasos, sencillos y con reactivos de escasa toxicidad. Por ello, la digestión de las muestras se reservó, exclusivamente, para aquellas que podían presentar una cantidad tan elevada de materia orgánica que la determinación de MP se hiciera imposible o muy difícil. Algunos autores, incluso han defendido que, para el análisis de identificación de MP que se realicen de forma manual, combinando identificación mediante microscopía óptica y espectroscopía, puede aceptarse, sin interferencia en los resultados finales, una cantidad aceptable de materia orgánica en las muestras (Setälä *et al.*, 2019)

Por tanto, el proceso de digestión de muestras en la presente Tesis Doctoral se realizó exclusivamente sobre sedimentos marinos y estómago e intestino de doradas. La digestión de la materia orgánica contenida en sedimentos marinos se realizó siguiendo la metodología propuesta por Karami *et al.* (2017a), con alguna modificación: sobre aproximadamente 50 g de muestra seca, se añadían 100 ml de disolución de hidróxido de potasio (KOH) (Panreac, Barcelona, Spain) al 10% (w/v) en vaso de precipitado de 250 ml de capacidad, incubando a 40°C durante 48 h. Kühn *et al.* (2017) y Dehaut *et al.* (2019) han demostrado que la mayoría de los polímeros obtenidos de muestras de sedimentos marinos son resistentes a este tratamiento. Pasado este tiempo, el conjunto se resuspendía en 100 ml de disolución de cloruro de sodio antes citada, y se agitaba mecánicamente en dispositivo *jar-test* a 300 rpm durante 20 minutos, para la extracción de los posibles MP contenidos en la muestra por flotación, siguiendo el conjunto el resto de los pasos ya descritos en el apartado anterior.

Para el caso de las doradas, el contenido de estómago e intestino previamente descongelado a temperatura ambiente se vaciaba y lavaba con 100 ml de disolución salina 120 g/l de NaCl (2,05 M;  $\rho = 1,08$  g/ml) (Panreac, Barcelona, Spain), empleando para ello una jeringa de vidrio de 10 ml de capacidad. La mezcla se colocaba en vasos de precipitado de 250 ml de capacidad, y se agitaba mecánicamente en dispositivo *jar-test*, a 300 rpm durante 20 minutos, filtrando después el sobrenadante de la forma que se ha explicado con anterioridad. A continuación, se procedía a la digestión de la materia orgánica contenida en la muestra, empleando para ello 10 ml de una disolución de peróxido de hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) al 30% (Panreac, Barcelona, Spain), a temperatura ambiente. El conjunto se situaba en un agitador orbital *Shaker DOS 20S* (VitaScientific, Dieren, The Netherlands), a 150 rpm durante 10 min, para asegurar la digestión, y

posteriormente se llevaba a secado de nuevo en en estufa de aire forzado FD 23 (Binder GmbH, Tuttlingen, Alemania) a 60°C. Hasta el análisis, las muestras procesadas se guardaban en desecador para evitar que tomaran humedad.

### **4.3.3 Control de calidad y prevención de la contaminación**

Con idea de atestiguar la calidad de todo el proceso y demostrar que las técnicas y operaciones llevadas a cabo se han realizado de forma sistemática, asegurando así confianza en el desarrollo del estudio completo y a pesar de las medidas de precaución tenidas en cuenta en la realización de los análisis, se utilizaron siempre blancos, para descartar, o cuando fuera necesario restar, la contaminación por MP aerovagantes o procedentes de cualquiera de los reactivos empleados. La ubicuidad demostrada de MP en el medio ambiente hace que la contaminación de las muestras en el proceso de análisis sea una amenaza real sobre la confiabilidad de los resultados, que podría introducir sesgos en su cuantificación y una interpretación errónea de los mismos (Dehaut *et al.*, 2019; Dioses-Salinas *et al.*, 2020). Estos controles de calidad nos han servido para demostrar la baja incidencia en la contaminación por MP, siempre y cuando el proceso de análisis se realice con las medidas adecuadas de limpieza, dando una validez adicional a los resultados conseguidos (Murphy *et al.*, 2016).

En el laboratorio se trabajó siempre con ropa hecha de materiales naturales no teñidos, bata blanca de algodón y guantes de nitrilo. Se limitó el uso de material plástico siempre que se pudo, y los contenedores empleados para el transporte de las muestras de sedimentos marinos se emplearon como blancos procedimentales en dos ocasiones,

filtrando 100 mL de agua Tipo II (RO/DI) para determinar posible contaminación por MP. No se aisló ningún MP de estos blancos. Toda esta serie de medidas han sido también descritas por otros autores en estudios similares (Piperagkas *et al.*, 2019; Godoy *et al.*, 2020; Tata *et al.*, 2020).

En el caso de las muestras de sedimentos costeros del Mar Menor y también para los de Cala Cortina, se trabajó con 1 blanco por cada 4 muestras procesadas, que se trataba con disolución salina de NaCl y posterior filtración, siguiendo todos los pasos adicionales realizados sobre las muestras de sedimentos costeros. Los MP identificados se restaban después de las muestras correspondientes procesadas con ese blanco.

## **4.4 Identificación de microplásticos**

### **4.4.1 Introducción**

Según la recopilación realizada por Qiu *et al.* (2016) la estereomicroscopía es la principal técnica empleada en la caracterización física y morfológica de MP, en muestras de sedimento, agua y organismos, respecto al resto de técnicas aplicables, como la microscopia binocular, la microscopía fluorescente y la microscopía electrónica de barrido (SEM). En cuanto a su caracterización química el uso de la espectrometría infrarroja con transformada de Fourier (FTIR) predomina sobre el resto de técnicas (Qiu *et al.*, 2016; Hanvey *et al.*, 2017; Renner *et al.*, 2018), seguido de la espectrofotometría Raman, ya que son técnicas fiables y reproducibles, que no requieren preparación previa de la muestra y no son destructivas, lo que si ocurre con el SEM o con la pirólisis-

cromatografía de gases-espectrometría de masas (Pyr-GC-MS) (Rocha-Santos y Duarte, 2015).

Todo el proceso de identificación de microplásticos se ha llevado a cabo en las dependencias del Servicio de Instrumentación Tecnológica (SIT) perteneciente al Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica (SAIT) de la UPCT.

#### **4.4.2 Estereomicroscopía trinocular**

Para la determinación del tamaño, forma y color de los posibles MP aislados en la fase de laboratorio anterior, se utilizó un estereomicroscopio trinocular *Olympus SZ-61TR* (*Olympus Co.*, Tokio, Japón) del SIT. Este equipo, tiene un ángulo de convergencia de 10° a una distancia de trabajo de 110 mm, y un rango de aplicación de entre 6,7 y 45 aumentos, dependiendo del tipo de micropartícula. Además, tiene acoplada una cámara digital de alta resolución *Leica MC190 HD* con software para procesado de imágenes *Leica Application Suite (LAS) 4.8.0* (*Microsystems Ltd.*, Heerbrugg, Suiza), que permite el estudio del tamaño, medida de ejes, forma y color de las micropartículas, así como la conservación del conjunto de imágenes obtenidas en una base de datos para un posterior análisis, tal y como recoge la Figura 4.11.

Cada placa Petri de 120 mm se examinó dos veces, una sobre fondo negro y otra sobre fondo blanco, con objeto de cubrir la mayor gama posible de colores de las micropartículas, que una vez fotografiadas y dimensionadas en su eje mayor (Fig. 4.11), se aislaban en placas Petri de 40 mm de diámetro, utilizando para ello unas micropinzas de acero inoxidable de punta fina.

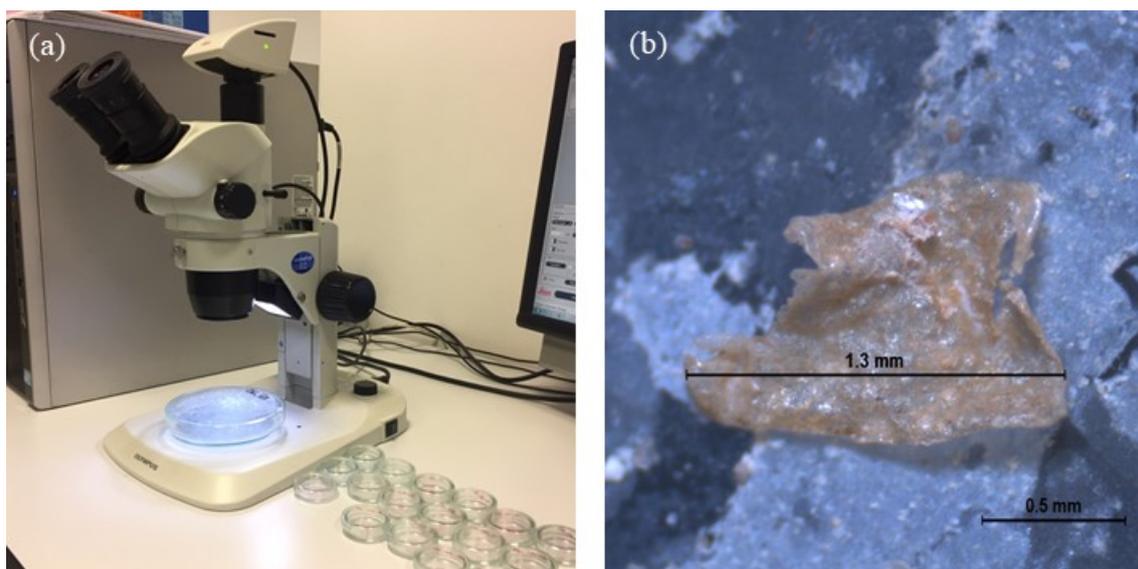


Fig. 4.11. (a) Estereomicroscopio trinocular del SIT (UPCT) con grupo de placas Petri de 40 mm con posibles microplásticos aislados; (b) medida de posible microplástico.

#### 4.4.3 Espectrometría infrarroja con transformada de Fourier

Para la identificación de la composición química de las micropartículas seleccionadas en el esteromicroscopio, se usó la espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), en concreto, el espectrofotómetro modelo Thermo Nicolet 5700 (*Thermo Nicolet Analytical Instruments*, Madison, WI, USA) (Figura 4.12) del SIT. Este espectrofotómetro consta de un detector de sulfato de triglicina deuterado (DTGS) y óptica KBr, un divisor de haz Ge/KBr, una fuente de infrarrojos de cerámica, un módulo de muestreo de reflectancia total atenuada (ATR) de diamante *Smart Orbit* y software *OMNIC 9.0* (*Thermo Fisher Scientific Inc.*) para la evaluación y manipulación de espectros.

Cada espectro se obtuvo con un promedio de 32 barridos con una resolución nominal de  $16\text{ cm}^{-1}$  registrado en el intervalo de entre  $4000$  y  $400\text{ cm}^{-1}$  de número de

onda. El sistema óptico utiliza el principio del interferómetro de Michelson de barrido continuo, con conducción de espejo móvil mediante colchón neumático y dispone de una bancada óptica monobloque, construida con fundición de aleación de aluminio bajo presión, lo que le confiere una estabilidad excepcional, característica imprescindible en un sistema FTIR de altas prestaciones. Asimismo, antes de cada muestra se realizó un espectro de fondo y en ningún caso fueron necesario correcciones (Andrade *et al.*, 2020).



Fig. 4.12. Espectrofotómetro infrarrojo Thermo Nicolet 5700 del SIT de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT).

La identificación de los distintos tipos de polímeros se realizó mediante la referencia bibliográfica Hummel (2002), así como con el conjunto de librerías de referencia incluidas en el software (Tabla 4.23), y que contienen los espectros de los polímeros más comunes, tal y como han realizado otros autores (Claessens *et al.*, 2011; Viršek *et al.*, 2016; Dyachenko *et al.*, 2017; Primpke *et al.*, 2017).

Para valorar el porcentaje de coincidencia de cada espectro con el correspondiente de referencia, se trabajó con distintos umbrales y criterios expuestos por autores como Qiu *et al.*

(2015), Peng *et al.* (2017) o Hurley *et al.* (2018a), y finalmente se optó por el criterio indicado por Frias *et al.* (2016), aceptando por válido aquelespectro con un porcentaje de coincidencia con el estándar o de referencia mayor o igual al 70%, examinando de forma individual aquellos que quedaran por debajo de este porcentaje y rechazando cualquier muestra que no presentara picos correspondientes a material sintético identificable o por debajo del 30% de concordancia. Las Figuras 4.13 y 4.14 muestran el proceso completo de análisis de microplásticos en muestras de sedimento costero y marino (Figura 4.13) y en doradas (Figura 4.14), tal y como se ha descrito en este Capítulo.

*Tabla 4.23. Librerías de referencia empleadas para la identificación de polímeros a partir de los espectros generados en FTIR.*

Nombre	Características	Nº espectros
<i>Rubber Compounding Materials</i>	Incluye los compuestos más comunes empleados en la fabricación de caucho y materiales relacionados	350
<i>Sprouse Scientific Systems (SSS) Polymers by ATR Library</i>	Espectros de infrarrojo de monómeros, polímeros y aditivos de polímeros, reunidos por SSS empleando ATR-FTIR	500
<i>Polymer Additives and Plasticizers</i>	Librería de <i>Thermo Scientific</i> (UK) con espectros recogidos por el Dr. John Kokosa de <i>Chemir/Polytech Laboratories</i>	1.799
<i>Hummel Polymer and Additives</i>	Espectros en el infrarrojo de monómeros, polímeros, disolventes y diferentes compuestos orgánicos industriales recogidos por el Prof. D.O. Hummel del Instituto de Química Física de la Universität zu Köln (Alemania)	2.011

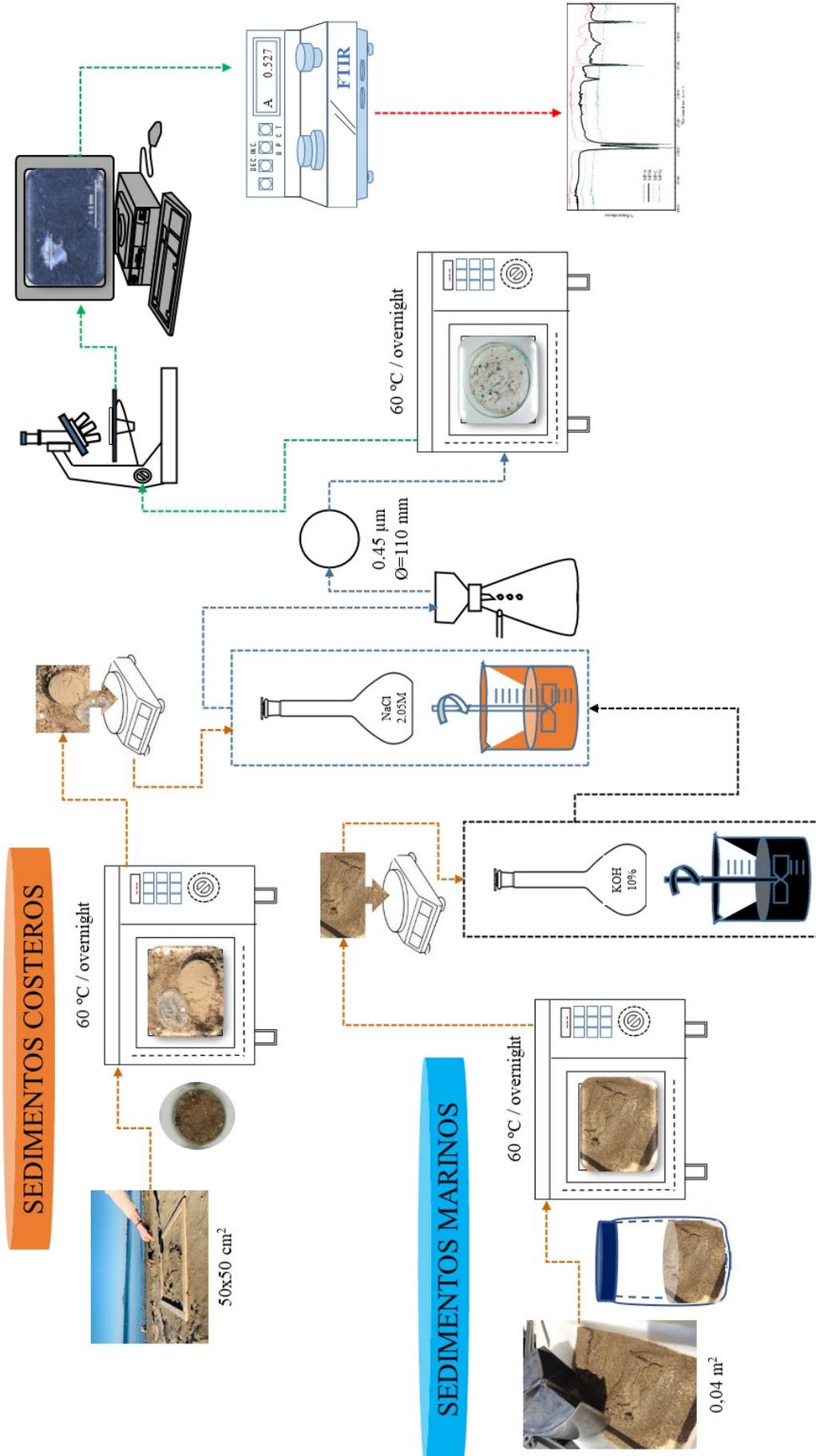


Fig. 4.13. Resumen gráfico del tratamiento realizado a las muestras de sedimento costero y marino para el secado (---), extracción (- - -), digestión (- - -), estereomicroscopía (- - -) e identificación (- - -) de microplásticos.

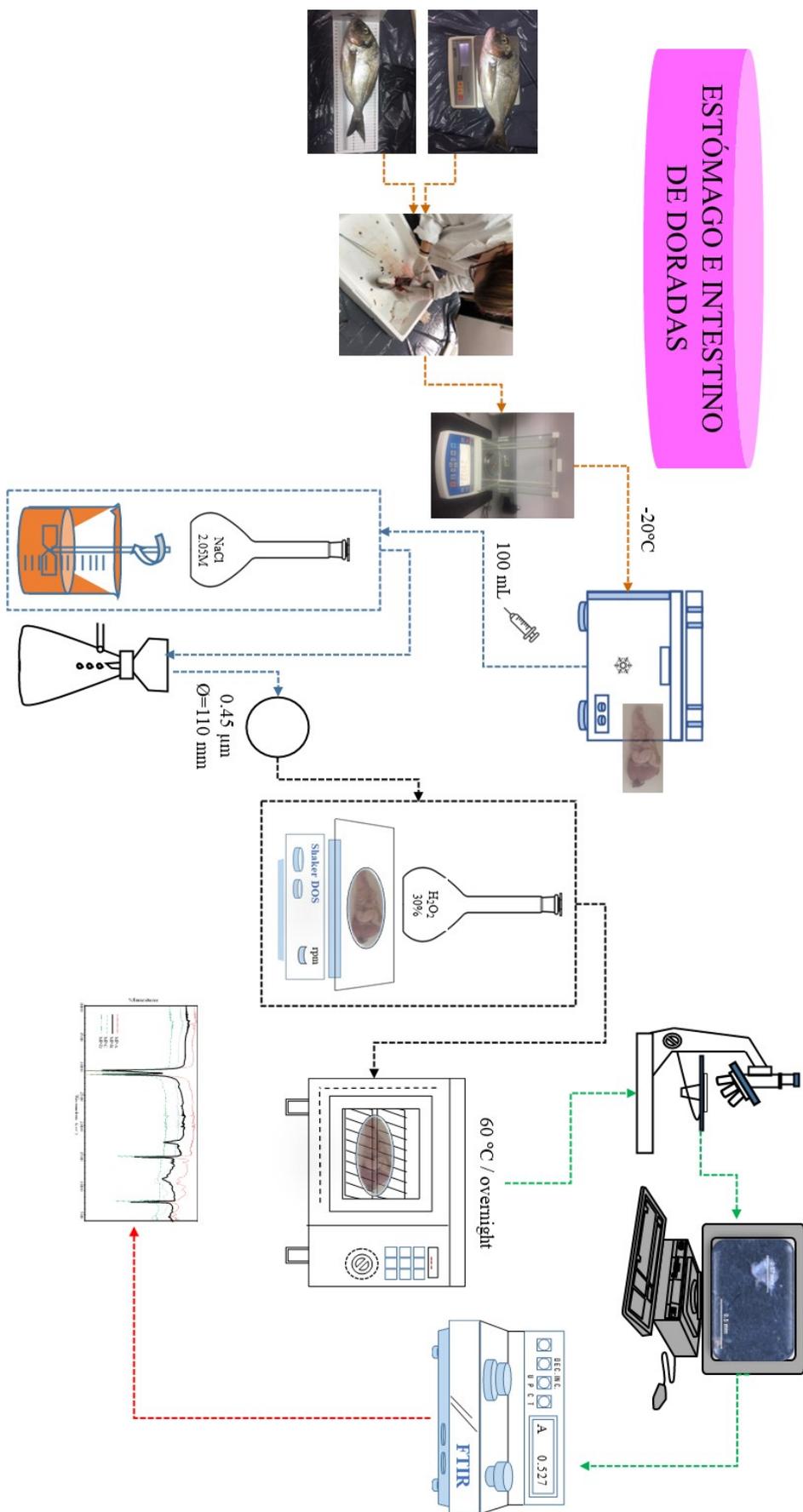


Fig. 4.14. Resumen gráfico del tratamiento realizado a las muestras de estómago e intestino de doradas para la extracción, pesado y congelación (---), lavado (-.-.-), digestión (-.-.-) e identificación (-.-.-) de microplásticos.

A cualquiera de las partículas aisladas se le denominó microbasura (ML), independientemente de que la identificación posterior las confirmara o no como polímeros plásticos (Michielssen *et al.*, 2016). A su vez, solo se consideró como microplástico (MP) a las partículas identificadas como polímeros plásticos y con tamaño comprendido entre 1  $\mu\text{m}$  y 5 mm en el caso de los microplásticos particulados (MPP), y entre 3  $\mu\text{m}$  y 15 mm para las fibras (FB), es decir, para aquellas partículas alargadas y delgadas con relación longitud-diámetro mayor o igual a 3 (Gasperi *et al.*, 2018) (ECHA, 2019). Dentro del grupo de MPP pudimos distinguir entre fragmento (FR), para las partículas de aspecto irregular; film (FI), para las de aspecto de película aplanada y delgada; y microesférica o bead (BD), para las de aspecto redondeado casi esférico.

#### 4.4.4 Granulometría

Para el estudio del tamaño de grano de sedimento costero y su posible relación con la presencia de microplásticos, se empleó la técnica de difracción láser. Esta técnica determina el tamaño de partícula a partir de la intensidad de la luz que se dispersa cuando el haz de láser pasa a través de una muestra de partículas, basándose en el principio de que las partículas grandes dispersan la luz a ángulos bajos y las partículas pequeñas lo hacen a altos ángulos. El instrumento mide la energía de la luz dispersada sobre un rango de ángulos y traduce esta información en la distribución de tamaño de partícula a partir de un modelo de dispersión y las propiedades ópticas del material ([www.malverpanalytical.com](http://www.malverpanalytical.com), [www.upct.es/sait](http://www.upct.es/sait)).

El equipo utilizado fue el analizador de partículas del SIT MasterSizer 2000<sup>®</sup> (Malvern Instruments, Worcs, UK), que permite medir el tamaño de partículas compen-

didas entre 0,02 y 2000  $\mu\text{m}$  en un tiempo de análisis de 5 segundos; formado por un banco con láser de He-Ne combinado con una fuente de luz azul de estado sólido de baja longitud de onda, para la medida de partículas submicrónicas con compensación por la solución de Mie, y alineamiento automático de láser; y tres unidades de dispersión: una para agua “Hydro 2000G”, que cuenta con ultrasonidos, agitación y caudal controlados; otra para dispersión seca “Scirocco 2000” con presión y vibración controladas; y otra “Hydro 2000SM” para dispersantes diferentes al agua corrosivos, de alto valor económico, o con altas tasas de sedimentación.

Se determinaron los siguientes parámetros:

- **Superficie Específica (SE):** Se define como la relación entre el área superficial total y la masa del sólido ( $\text{m}^2/\text{g}$ ).
- **Diámetro medio de partícula (dm):** representa la media de los diámetros de todas las partículas que constituyen la muestra ( $\mu\text{m}$ ).
- **Span:** es la diferencia algebraica entre el límite superior e inferior del rango medido, de forma que representa la uniformidad de la distribución de tamaño de las partículas. No tiene unidades, y se calcula según la ecuación:

$$Span = \frac{d_{0.9} - d_{0.1}}{d_{0.5}}$$

donde:  $d_{0.9}$ ,  $d_{0.1}$  y  $d_{0.5}$  representan los diámetros de la partículas determinados al 90%, 10% y 50% de la distribución acumulativa, respectivamente (Bayo *et al.*, 2017).

- **Distribución de tamaño de partícula (DTP):** representa el porcentaje de partículas de la muestra que se encuentra dentro de cada uno de los intervalos de

tamaño establecidos, que ordenados de menor a mayor son: 0,1–0,25 mm; 0,25–0,5 mm; 0,5–1 mm; 1–2 mm; 2–5 mm; y > 5 mm.

Para cada una de las muestras se realizaron tres medidas, siendo el valor final de cada parámetro para cada muestra la media de los tres valores obtenidos. El diámetro medio de partícula (dm) se ha utilizado como referencia para la comparación del tamaño de grano de arena de las muestras de cada una de las playas estudiadas.

#### **4.4.5 Análisis del carbono orgánico total (COT/TOC)**

Además, se utilizó un analizador de COT (Shimadzu TOC-V CSH) para medir el carbono orgánico total (COT) de los sedimentos marinos. Previa a la determinación de COT se realizó un análisis elemental de CHN con un analizador elemental modelo CHN628 (Leco Corporation, St. Joseph, MI, USA) El análisis de CHN requiere una preparación de la muestra, que consistió en desecar una fracción de 200–250 g a 60°C durante 24 horas, para eliminar la mayor parte de su agua libre, de la que se toma una alícuota desecada al aire 24 h y molida mecánicamente en molino de disco.

Las muestras se quemaron a 950°C en exceso de O<sub>2</sub>. Para la cuantificación de CHN, se realizó un blanco previo del sistema y unas curvas de calibración en 5 puntos (15, 25, 50, 100, 200 mg) usando el patrón de Leco EDTA LCMR 502-896. Los residuos se acondicionaron a 60°C durante 24 horas. Unos 100 mg de cada muestra de sedimento marino desecado al aire durante 24 h y molido, se pesaron y encapsularon en láminas de estaño antes de su transferencia a la cámara de purga situada sobre el horno, para eliminar

los gases atmosféricos del proceso de transferencia mediante combustión. los gases generados tras la combustión se analizaron en detectores separados: celdas infrarrojas no dispersivas para el análisis de H<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub>, y una celda de conductividad térmica para el análisis de N<sub>2</sub>, previa reducción de los gases NO<sub>x</sub> con cobre.

Para el análisis del COT se pesaron 50–70 mg de la muestra sólida en una triple cápsula de estaño, y se colocaron en una placa de acero inoxidable ordenadamente, sobre una placa calefactora, a unos 80°C. Sobre ellos se aplicaron 100 µL de HCl 4N repetidamente hasta que se destruyeron todos los carbonatos, es decir, hasta que la muestra dejó de provocar efervescencia, y para eliminar el agua que se genera se dejó secar durante 8h. Seguidamente, se cerraron las cápsulas y se introdujeron en el automuestreador para proceder a su medida con la ayuda del equipo. El carbono obtenido se debe al carbono orgánico de la muestra.

#### 4.4.6 Índices de meteorización

El ATR-FTIR también se utilizó para el cálculo del índice de carbonilo (IC) e índice vinilo (IV); ya que en el espectro de absorción se observan los cambios en la banda de carbonilo (C=O), que permiten determinar los niveles relativos de oxidación de la superficie de polímeros donde el grupo carbonilo no es característico (Rodrigues *et al.*, 2018), sino que se forma a partir de la introducción de oxígeno en la cadena del polímero tras la exposición a la radición visible, UV y al oxígeno atmosférico y acuático (da Costa *et al.*, 2017; Horton *et al.*, 2017). La estimación de IC e IV se realizó a partir de los espectros obtenidos por ATR-FTIR de los polímeros de PE, LDPE, HDPE, PP y

copolímero PEP, ya que todos presentan cadenas alquílicas saturadas, que implican una mayor degradación del polímero con valores más altos de ambos índices.

El IC es un indicador del grado de oxidación del polímero (Matsuguma *et al.*, 2017), que permite la cuantificación de algunos de los cambios que se producen en la estructura química del material (Miranda *et al.*, 2021), debido a la introducción de un grupo carbonilo, y se define como la relación entre absorbancia del pico de carbonilo con respecto a la absorbancia de un pico de referencia (Almond *et al.*, 2020). Las bandas de absorción del pico carbonilo se consideraron en la región de en  $1722\text{--}1712\text{ cm}^{-1}$ , mientras que las bandas de absorción del grupo de referencia elegidas fueron las de la vibración 2H de tracción asimétrica del grupo metileno ( $-\text{CH}_2-$ ) en la región de  $2910\text{--}2900\text{ cm}^{-1}$ , ya que no cambia durante el proceso de degradación, de acuerdo con los resultados obtenidos por Andradý *et al.* (1993) y Miranda *et al.* (2021). El IC no pudo aplicarse sobre el PET, debido a un pico común sistemático de este polímero en la banda de  $1714\text{ cm}^{-1}$  ocasionado por el estiramiento de C=O (Miranda *et al.*, 2021).

Por su parte, el IV se calculó como la relación entre la intensidad del pico del grupo vinilo  $910\text{--}900\text{ cm}^{-1}$  en relación con el del grupo metileno ( $2910\text{--}2900\text{ cm}^{-1}$ ) (Stark y Matuana, 2004; Miranda *et al.*, 2021). En ambos casos, el análisis del espectro de FTIR se llevó a cabo mediante un método de integración que considera el área bajo el pico de absorbancia en el máximo de banda considerado mediante una aproximación tangencial, aplicando además una corrección de la línea de base (Hofko *et al.*, 2018).

La cristalinidad (X) se monitorizó con el método descrito por Zerbi *et al.* (1989), donde los picos dobles observados en  $1474\text{--}1464\text{ cm}^{-1}$  y  $730\text{--}720\text{ cm}^{-1}$  corresponden al contenido cristalino ( $1474$  y  $730\text{ cm}^{-1}$ ) y al contenido amorfo ( $1464$  y  $720\text{ cm}^{-1}$ ),

respectivamente. Tal y como han propuesto otros autores (Colomw *et al.*, 2000; Kaci *et al.*, 2001), las bandas a 730 y 720  $\text{cm}^{-1}$  fueron las más apropiadas para el estudio, debido a un comportamiento asimétrico de las bandas 1474 y 1464  $\text{cm}^{-1}$  (Kaci *et al.*, 2001), además de una interferencia de las bandas 1474 y 1464  $\text{cm}^{-1}$  con el pico de la celulosa a 1430  $\text{cm}^{-1}$  (Colomw *et al.*, 2000). Para el cálculo de la cristalinidad (X) se utilizó la siguiente fórmula:

$$X = 100 - \frac{\frac{1 - I_a/I_b}{1.233}}{1 + I_a/I_b} * 100$$

donde  $I_a$  e  $I_b$  representan los picos de 730 y 720  $\text{cm}^{-1}$ , respectivamente.

#### 4.4.7 Análisis estadístico de los datos

El tratamiento estadístico de los datos realizó con el software SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) 26.0 (IBM Co. Ltd, USA), y con el software RStudio (Versión 4.0.5.). Todos los datos se expresaron como media  $\pm$  error estándar de la media (SE).

El análisis de la varianza (ANOVA) se calculó mediante mediante la distribución de probabilidad F de Snedecor (*F-test*). La prueba de diferencias mínimas significativas Fisher (LSD test) fue el procedimiento aplicado para comparar los datos emparejados e identificar las diferencias estadísticamente significativas cuando en la prueba F daba como resultado el rechazo de la hipótesis nula ( $H_0$ ).

En el análisis de los índices de meteorización, se utilizó la prueba de Kruskal Wallis cuando los datos no cumplían los supuestos del ANOVA unidireccional y la

prueba de Bonferroni de comparaciones múltiples para ajustar los valores de significación. Asimismo, el rendimiento de ajuste de los diferentes modelos de regresión lineal propuestos para relacionar los cambios de cristalinidad con los índices de carbonilo y vinilo se evaluó mediante la prueba F, el coeficiente de correlación (R), el coeficiente de determinación ( $R^2$ ), el error estándar de la estimación ( $S_e$ ), la suma de cuadrados de la regresión (SSREG) y la suma de cuadrados residuales (SSRES). El coeficiente de determinación ajustado ( $R^2_{adj}$ ) fue un índice útil para comparar el poder explicativo de diferentes modelos (Bayo *et al.*, 2009). Se evaluó la independencia de los valores residuales de los modelos mediante la prueba de Durbin-Watson (Rutledge y Barros, 2002), y los valores predichos frente a los medidos nos permitieron comprobar la precisión de cada modelo.

El coeficiente de correlación de Pearson ( $r$ ) se calculó entre diferentes parámetros para determinar en qué medida los valores de ambos parámetros se correlacionaban linealmente. En todos los análisis estadísticos, el nivel de significación se consideró  $p < 0,05$ .



## CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

---

*“Sobre todo, no le temas a los momentos difíciles, pues de ellos salen las mejores cosas”*

**Rita Levi-Montalcini**

## 5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1 Recuento de microplásticos en sedimentos costeros del mar Menor

#### 5.1.1 Abundancia y morfología

En conjunto, se ha trabajado con un total de 69 muestras que sumaron 13.617,40 g de sedimento seco (s.s.) costero, siendo la muestra mínima y máxima de 57,40 g s.s. y 291,63 g s.s., respectivamente, y una media ( $\pm$ error estándar) de  $197,35 \pm 5,80$  g s.s. Se han identificado y aislado mediante microscopía óptica trinocular un total de 1.497 partículas de microbasura (ML), lo que supone una media de  $114,46 \pm 7,41$  ML/kg s.s.

El paso de la ML por espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) y el uso de sus bibliotecas de referencia para la identificación de los espectros obtenidos, confirmó que 686 (45,82%) eran microplásticos (MP), porcentaje similar al 45% obtenido en sedimentos costeros de playas del Golfo de León (Constant *et al.*, 2019), aunque lejos del 94,19% obtenido en sedimentos del mar Negro (Terzi *et al.*, 2022) y superior al 11,3% obtenido en playas de Eslovenia (Korez *et al.*, 2019). El resto de ML resultó ser celulosa, cartón, restos orgánicos de animales, carbonatos, silicatos, o bien posibles MP con porcentajes de coincidencia con los polímeros de referencia inferiores al 70%, así como diferentes aditivos. Cabe destacar que un 18,23% de ML quedó sin identificar, bien porque el espectro no presentaba ninguna coincidencia con los espectros de las bibliotecas de referencia consultadas, o bien por las limitaciones de la propia técnica respecto del tamaño mínimo de muestra necesario. Además, la presencia de copolímeros y aditivos en la composición de los MP, junto al desarrollo de procesos de degradación física, química y biológica, entorpecen su identificación (Lenz *et al.*, 2015; Hendrickson *et al.*, 2018; Fahrenfeld *et al.*, 2019; Pittura *et al.*, 2021). Los mayores problemas de identificación de polímeros se presentaron con las fibras, por lo

que su inclusión como polímeros se realizó en base a la experiencia práctica tras su observación al microscopio óptico, teniendo en cuenta los criterios aportados por otros autores para la identificación de fibras sintéticas, como son la delgadez y fibrosidad del material (Cole *et al.*, 2014; Free *et al.*, 2014); la rigidez y refringencia (Magnusson y Noren, 2014); mismo grosor en toda su longitud, (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Zhao *et al.*, 2016) y con superficie lisa y regular (Prata *et al.*, 2020b; Xumiao *et al.*, 2021).

Del total de zonas de muestreo, las ML identificadas en S13 resultaron ser todas MP y, por el contrario, solamente un 19,26% de las ML aisladas en S17 se identificaron como MP.

La Tabla 5.1 muestra la distribución del número de ML y MP, así como los valores medios, a lo largo de todos y cada uno de los puntos de muestreo estudiados. No aparecieron diferencias con significación estadística en la concentración de ML para los distintos puntos de muestreo ( $F$ -test = 1,643;  $p$  = 0,090), aunque sí para la concentración de MP ( $F$ -test = 1,907;  $p$  = 0,041). La concentración media de MP confirmados para el total de estaciones muestreadas fue de  $52,46 \pm 5,26$  MP/kg s.s. Los resultados obtenidos para el mar Menor son similares a los obtenidos por Novillo-Sanjuan *et al.* (2022) en playas de la costa de Valencia de  $58,20 \pm 13,55$  MP/kg s.s., aunque se encuentran muy por debajo de las concentraciones encontradas en los sedimentos costeros de otras playas del Mediterráneo español, como por ejemplo en Islas Baleares (100,78–897,35 MP/kg s.s.) (Alomar *et al.*, 2016) o en playas del delta del Ebro ( $422 \pm 119$  MP/kg s.s.) (Simon-Sánchez *et al.*, 2019).

Del total de puntos de muestreo analizados, los ubicadas en el sur de la playa Marina del Carmolí mostraron las concentraciones máximas y mínimas de ML y MP. Así, en la estación supramareal S12 se dieron los valores máximos:  $193,94 \pm 23,01$

ML/kg s.s y  $130,85 \pm 18,35$  MP/kg s.s, y en la estación intermareal S13 los mínimos:  $13,01 \pm 1,71$  ítems/kg s.s., tanto para ML como para MP.

*Tabla 5.1. Distribución del número y concentración (media  $\pm$  error estándar) de micropartículas (ML) y microplásticos (MP) para cada estación de muestreo analizado en sedimento costero del mar Menor (ítems/kg s.s.).*

Estación de muestreo	ML		MP	
	Ítems	Concentración (media $\pm$ SE)	Ítems	Concentración (media $\pm$ SE)
S1	113	$18,83 \pm 3,45$	37	$6,17 \pm 2,15$
S2	247	$27,44 \pm 3,49$	145	$16,11 \pm 2,47$
S3	97	$19,40 \pm 6,33$	40	$8,00 \pm 2,61$
S4	173	$28,83 \pm 4,52$	73	$12,17 \pm 1,34$
S5	80	$16,00 \pm 3,72$	35	$7,00 \pm 2,02$
S6	70	$17,50 \pm 2,02$	22	$5,50 \pm 1,64$
S7	49	$12,25 \pm 1,71$	19	$4,75 \pm 1,39$
S8	107	$21,40 \pm 5,38$	76	$15,20 \pm 5,15$
S9	39	$13,00 \pm 4,32$	20	$6,67 \pm 1,78$
S10	130	$32,50 \pm 7,52$	57	$14,25 \pm 6,06$
S11	115	$28,75 \pm 6,83$	65	$16,25 \pm 6,02$
S12	33	$16,50 \pm 2,47$	22	$11,00 \pm 1,41$
S13	6	$3,30 \pm 0,71$	6	$3,30 \pm 0,71$
S14	63	$21,00 \pm 0,94$	14	$4,67 \pm 1,44$
S15	64	$21,33 \pm 1,66$	13	$4,33 \pm 2,33$
S16	43	$21,50 \pm 3,89$	29	$14,50 \pm 1,77$
S17	68	$34,00 \pm 0,00$	13	$6,50 \pm 1,77$

Aunque ambas estaciones de muestreo, S12 y S13, están localizadas en el humedal litoral Marina del Carmolí, la diferencia de concentraciones podría explicarse por dos motivos principales: por una parte, la estación S12 está próxima a la rambla del Miedo, posible punto de descarga y entrada de microplásticos, tal y como han descrito Hengstmann *et al.* (2021) en sedimentos lacustres de playas con baja influencia

antropogénica, pero próximas a la desembocadura de un río que atravesaba zonas agrícolas. Por otro lado, la presencia de abundante vegetación en S12, principalmente carrizo (*Phragmites australis*) y caña (*Arundo donax*), podría favorecer la retención de MP, tal y como han descrito Battisti *et al.* (2020) también con la especie *Arundo donax* en la playa de Passoscuro de Roma, o Yin *et al.* (2021) en humedales de China, con concentraciones superiores de MP en las zonas donde se localizaba el cinturón vegetal de carrizo. En general, la vegetación actúa como elemento de contención en el que pueden quedar retenidos mesoplásticos y MP de mayor (Li *et al.*, 2018; Duan *et al.*, 2021). La Figura 5.1 muestra un ejemplo de esto último, fotografiado en los puntos de muestreo S2 y S3.

Respecto a la tipología de playa, las estaciones de muestreo situadas en playas naturales o seminaturales presentaron una concentración media de MP ( $57,65 \pm 7,96$  MP/kg s.s.) más alta que las ubicadas en playas urbanas ( $46,79 \pm 6,60$  MP/kg s.s.) aunque sin diferencias estadísticamente significativas ( $F\text{-test} = 1,052$ ;  $p = 0,309$ ). Nuestros resultados coinciden con los obtenidos por Alomar *et al.* (2016) para las playas de Mallorca y Cabrera, donde las concentraciones más altas se dieron en zonas alejadas de las áreas densamente pobladas, así como con los resultados de Godoy *et al.* (2020) para las playas urbanas y no urbanas de la costa de Granada. Todo esto podría indicar, que la concentración de MP presentes en los sedimentos de las playas del mar Menor no solo depende del grado de urbanización del entorno en el que se encuentran, sino que posiblemente influyan otras variables como el viento y las corrientes marinas que actuarían como impulsores en la distribución de MP (Terzi *et al.*, 2021, Martín-Lara *et al.*, 2021). Así mismo, estos resultados podrían también asociarse al efecto ocasionado por la limpieza y mantenimiento de playas (Constant *et al.*, 2019; Bissen y Chawchai, 2020; Chouchene *et al.*, 2021), que en el caso del mar Menor se realiza a diario en playas

urbanas durante la época estival, pero es prácticamente inexistente en el resto de las playas.



*Fig. 5.1. Fotografías de restos film plásticos enredados entre vegetación de saladar en Salinas de Marchamalo supralitoral (S3). Al fondo Playa Paraíso (S2). (Fecha: 26 de mayo de 2021).*

Por otro lado, cabe señalar que la concentración media de MP en las estaciones localizadas en la zona supramareal de las playas (S3, S8, S12 y S14) ( $73,87 \pm 15,09$  MP/kg s.s) fue superior de forma estadísticamente significativa que la media obtenida en las estaciones intermareales (S1, S2, S4, S5, S6, S7, S9, S10, S11, S13, S15, S16 y S17) ( $46,51 \pm 4,95$  MP/kg s.s) ( $F\text{-test} = 4,796$ ;  $p = 0,032$ ). Otros autores como Li *et al.* (2018) obtuvieron los mismos resultados en sedimentos de playa de la bahía de Qinzhou

(supramareal: 76–12.852 items/kg; intermareal: 20 items/kg), mientras que en la bahía semicerrada de Haizhou, mar Amarillo meridional, Liu *et al.* (2021), obtuvieron resultados contrarios a los nuestros. En el mar Menor, la proximidad de las estaciones supramareales a zonas agrícolas y la presencia de vegetación podrían justificar estas diferencias, ya que según Beriot *et al.* (2021), la cubierta de plástico utilizado en agricultura en la Región de Murcia no se elimina por completo después de la cosecha, y al tiempo se descompone en partículas más pequeñas, dispersándose mediante el viento y la escorrentía (Figura 5.2). Este hecho también ha sido probado por Bayo *et al.* (2020) en el agua depurada de plantas de tratamiento de la Región de Murcia, con MP en forma de film procedentes de invernaderos agrícolas próximos, siendo después este agua reutilizada en agricultura prácticamente en su totalidad (<https://www.esamur.com/>) (95,43%).

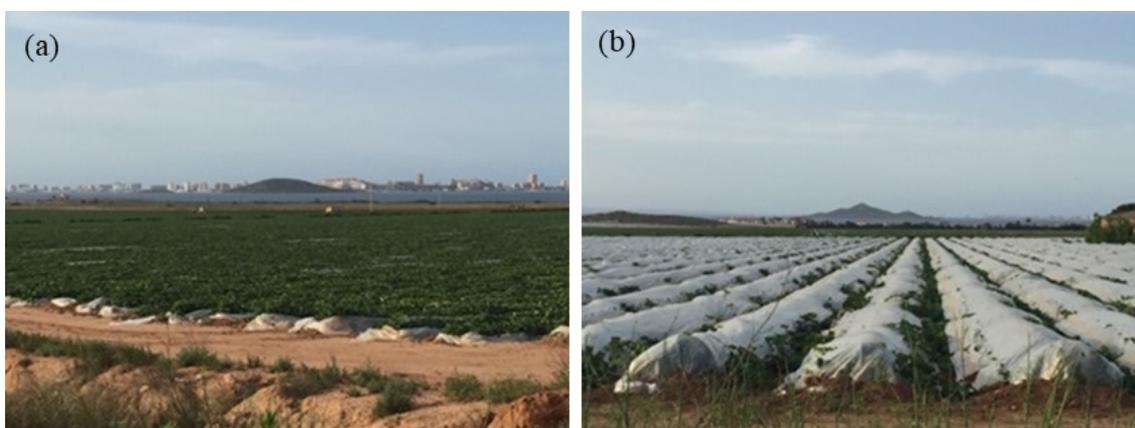


Fig. 5.2. Fotografías de cultivo acolchado en zona agrícola junto al mar Menor: (a) zona Mar de Cristal, (b) zona Los Nietos (S6) (Fecha: 26 de mayo de 2021).

La concentración media de MP obtenida para el conjunto de las estaciones de muestreo no mostró diferencias con significación estadística cuando se analizaron por su ubicación respecto al cauce de ramblas cercanas: dentro de cauce  $\rightarrow 59,83 \pm 16,45$

MP/kg s.s.; fuera de cauce  $\rightarrow 50,91 \pm 5,32$  MP/kg s.s. ( $F$ -test = 1,011;  $p$  = 0,318). Tampoco aparecieron diferencias estadísticamente significativas cuando el análisis se efectuó por su ubicación respecto a la subcuencas en las que se divide la laguna: cubeta norte  $\rightarrow 48,72 \pm 11,81$  MP/kg s.s.; cubeta sur:  $53,67 \pm 5,85$  MP/kg s.s. ( $F$ -test = 0,125;  $p$  = 0,724), ni por la forma o tipo de playa: abierta  $\rightarrow 54,74 \pm 6,71$  MP/kg s.s.; abierta con espigón:  $54,33 \pm 14,68$  MP/kg s.s.; encajada entre obras portuarias:  $42,09 \pm 6,06$  MP/kg s.s. ( $F$ -test = 0,356;  $p$  = 0,702). Finalmente, el nivel de nivel de protección ambiental de cada punto de muestreo tampoco reportó diferencias con significación estadística en las concentraciones medias de MP: playas protegidas  $\rightarrow 57,65 \pm 7,96$  MP/kg s.s.; playas no protegidas  $\rightarrow 46,79 \pm 6,60$  MP/kg s.s. ( $F$ -test = 1,052;  $p$  = 0,309).

La identificación de las formas en el análisis de MP facilita la comprensión de su posible origen, y condiciona la manera en la que pueden interactuar con el medio biótico en el que se encuentran. Así, por ejemplo, las fibras podrían tener mayor facilidad de paso de estómago a intestino en peces, tal y como se discute en otros apartados de la presente Tesis Doctoral, mientras que los fragmentos y films ofrecen mayor superficie de adhesión de microorganismos, fármacos u otro tipo de contaminante, pudiendo actuar como vectores de transmisión y transporte (Huang *et al.*, 2020; González-Pleiter *et al.*, 2021; Martínez-Campos *et al.*, 2021).

La concentración media de cada una de las formas encontradas en el sedimento costero del mar Menor fue de:  $22,95 \pm 3,77$  FR/kg s.s.;  $18,81 \pm 3,77$  FB/kg s.s.;  $8,98 \pm 1,78$  FI/kg s.s. y  $1,71 \pm 0,49$  BD/kg s.s., siendo los porcentajes de FB y MPP del 64,13% y 35,86%, respectivamente. En general, y tal y como se refleja en la Tabla 5.2, los resultados obtenidos son similares a los reportados en otras zonas del Mediterráneo, donde la forma de microesférula se presenta con el porcentaje más bajo, y los fragmentos y fibras con los más altos (Fagiano *et al.*, 2022), así como con los obtenidos

en sedimentos costeros en Baja California (Piñon-Colin *et al.*, 2018); o en el playas del mar Caribe y Pacífico tropical (Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020); del mar Caspio (Manbohi *et al.*, 2021) o en playas de la costa de Chennai, en India (Venkatramanan *et al.*, 2022).

Tabla 5.2. Porcentajes de formas de MP identificados en sedimentos costeros del Mediterráneo.

Lugar de muestreo	Formas	Referencia
Playas de Eslovenia	Infralitoral → fibra (96%), fragmento (21%), film (4%) Litoral → fibra (75%), film (4%)	Laglbauer <i>et al.</i> (2014)
Islas Baleares	fibra, fragmento	Alomar <i>et al.</i> (2016)
Costa de Crimea (mar Negro)	fragmento (60%)	Sibirtsova (2016)
Costa norte de Túnez	fibra, fragmento, styrofoam, film, pellet	Abidli <i>et al.</i> (2018)
Costa del Líbano	Pellet	Kazour <i>et al.</i> (2019)
Playas del delta del Ebro	fibra (89,5%), fragmento, film	Simon-Sánchez <i>et al.</i> (2019)
Costa de Italia	fragmento (95%)	Piehl <i>et al.</i> (2019)
Costa de Granada	microesfera, fragmento	Godoy <i>et al.</i> (2020)
Golfo de Annaba (Argelia)	fibra (70%), fragmento (21%), pellet (5%), film (2%), foam (2%)	Tata <i>et al.</i> (2020)
Costa norte de Irán (mar Caspio sur)	fibra, fragmento, film	Mehdinia <i>et al.</i> (2020)

En el análisis individual de las estaciones de muestreo, la estación S8 presentó el mayor número de MPP (16 %) seguido de S16 (12%), mientras que, para las fibras, fue en S12 donde se encontró el mayor porcentaje del total de estaciones (26%), seguido

de S4 y S11, con porcentajes del 8% cada una de ellas, siendo bastante similar la proporción de MPP y FB para el resto de los puntos de muestreo. La Figura 5.3 muestra que en 10 de las 17 estaciones de muestreo (58,82%), los MP aparecieron representados por las 4 formas identificadas, en 6 de ellas (35,29%) no aparecieron microesférulas, y en las muestras recogidas en S13, solamente se aislaron fibras. En 9 estaciones de muestreo (S1, S3, S4, S5, S7, S12, S13, S15, S17), la forma predominante fue la fibra, con frecuencias que variaron entre un mínimo de 38,75% en la estación S3 y un máximo de 100% en la estación S13; mientras que, en el resto de ellas, fue la forma fragmento la más abundante, con porcentajes comprendidos entre el 36,59% (S6) y el 74,82% (S16).

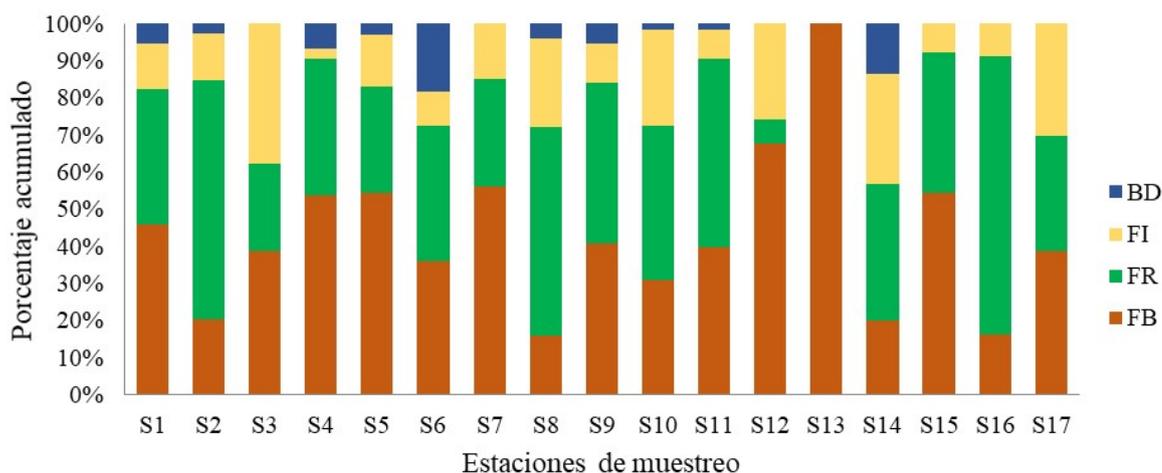


Fig. 5.3. Porcentaje acumulado de formas por kg de sedimento seco analizado para cada una de las estaciones de muestreo del mar Menor (FB: fibra; FR: fragmento, FI: film; BD: microesférula).

El análisis estadístico reveló que solo para la forma fibra, las diferencias de concentración en las diferentes estaciones de muestreo fueron estadísticamente significativas ( $F$ -test = 2,052;  $p$  = 0,026). La prueba de diferencias mínimas

significativas Fisher (LSD test) confirmó que estas diferencias se dieron entre la estación S12 ( $88,58 \pm 11,28$  FB/kg s.s.) y el resto de estaciones, tal y como se muestra en la Tabla 5.3. Estos resultados pueden relacionarse con el uso más reducido de la playa donde se ubica la estación S12 respecto del resto de playas establecidas en las otras estaciones de muestreo. Se trata de una playa aislada, debido a la vegetación principalmente carrizal y de saladar, que dificulta el acceso a pie a la misma, reduciendo también la superficie de arena libre disponible, aunque es zona habitual de pesca recreativa y deportiva.

*Tabla 5.3. Concentración (media  $\pm$  error estándar) de la forma fibra en cada una de las estaciones de muestreo de sedimento costero del mar Menor.*

<b>Estaciones de muestreo</b>	<b>Concentración</b>
S1	$13,38 \pm 6,20$
S2	$14,69 \pm 5,58$
S3	$20,90 \pm 9,74$
S4	$26,81 \pm 9,39$
S5	$17,93 \pm 6,89$
S6	$9,83 \pm 13,98$
S7	$18,18 \pm 9,14$
S8	$15,74 \pm 6,77$
S9	$12,84 \pm 7,26$
S10	$21,31 \pm 6,73$
S11	$28,93 \pm 11,11$
S12	$88,58 \pm 11,28$
S13	$13,01 \pm 1,71$
S14	$6,17 \pm 5,04$
S15	$13,35 \pm 10,90$
S16	$12,85 \pm 9,09$
S17	$13,68 \pm 9,68$

La concentración media de las distintas formas identificadas en el sedimento costero del mar Menor no mostró diferencias estadísticamente significativas cuando se analizó atendiendo al grado de antropización, su situación dentro o fuera del cauce de

ramblas, la subcuenca en las que se incluyen, la forma de la playa, ni su nivel de protección ambiental. Sin embargo, para el conjunto de estaciones ubicadas en las zonas supramareales, la concentración media de film ( $20,87 \pm 4,86$  FI/kg s.s.) presentó diferencias estadísticas significativas respecto a la obtenida en las estaciones intermareales ( $5,68 \pm 1,55$  FI/kg s.s.) ( $F\text{-test} = 3,292$ ;  $p = 0,000$ ) (Figura 5.4). La proximidad a las áreas agrícolas del mar Menor y la presencia de vegetación natural en las estaciones supramareales podría ser la causa de estas diferencias, ya que hay diversos estudios que señalan eficiencias de retención de MP del 50% en humedales naturales (Sarkar *et al.*, 2021) y entre 81.63% y 100% en humedales artificiales (Chen *et al.*, 2021).

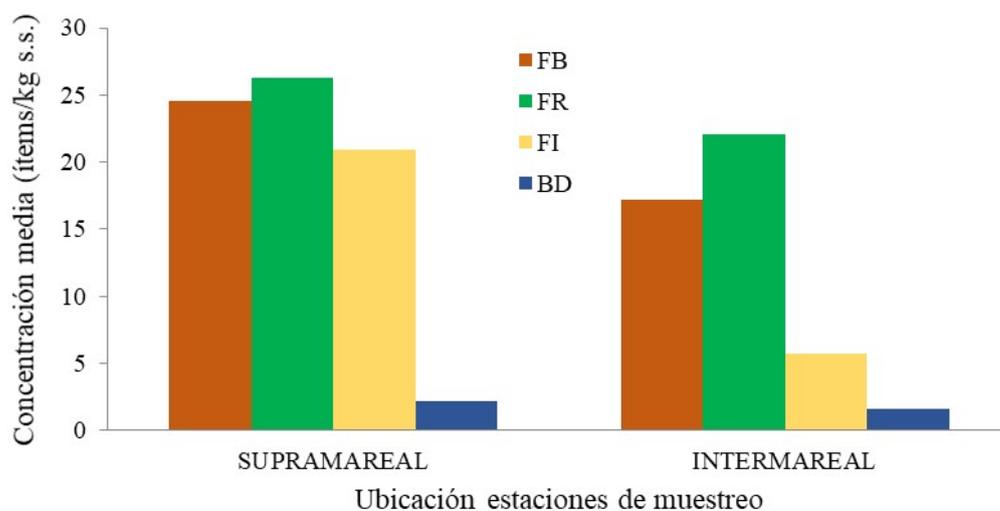


Fig. 5.4. Concentración media de las formas identificadas por kg de sedimento seco analizado en estaciones de muestreo supramareales e intermareales del mar Menor.

### 5.1.2 Concentraciones según tamaño y color

El tamaño de los MP influye en su comportamiento en el medio ambiente; así, a los de tamaño más pequeño se les atribuye un mayor potencial para causar efectos negativos

sobre organismos y ecosistemas (Sarkar *et al.*, 2021; Singh *et al.*, 2021; Yin *et al.*, 2021). En nuestro estudio, el tamaño de los MP varió desde las 100  $\mu\text{m}$  para una fibra identificada en la estación S4, hasta los 12,50 mm para otra procedente de la estación S7, siendo el tamaño medio para el conjunto los MP aislados en sedimentos costeros del mar Menor de  $1,56 \pm 0,06$  mm. Se trata de un tamaño similar al obtenido por Lots *et al.* (2017) en muestras de la zona oeste del Mediterráneo ( $1,43 \pm 0,22$  mm), y ligeramente superior al tamaño de los MP de las muestras de la zona este ( $1,20 \pm 0,16$  mm).

Por estación de muestreo, la S7 presentó el tamaño medio de MP más elevado ( $2,91 \pm 0,74$  mm) y S17 el tamaño medio más pequeño ( $1,00 \pm 0,05$  mm), tal y como se muestra en la Figura 5.5.

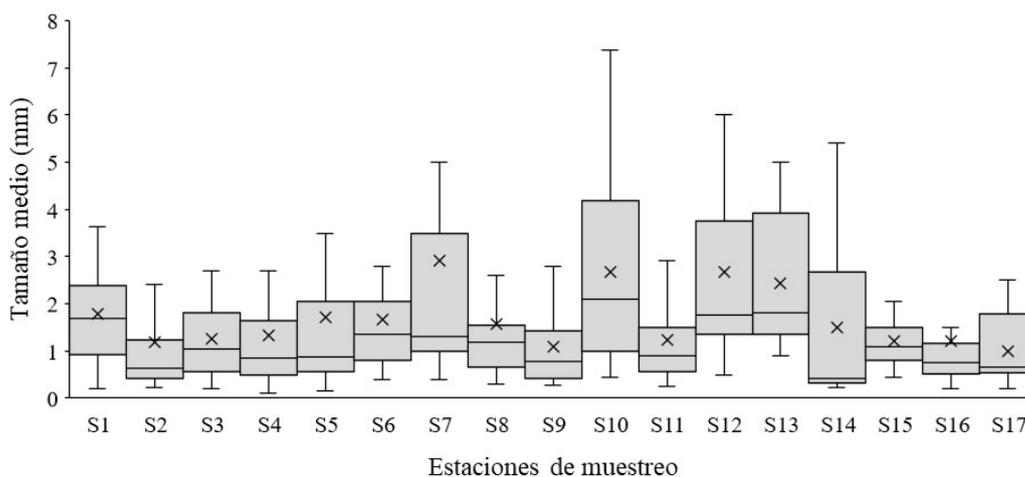


Fig. 5.5. Gráfico de cajas y bigotes del tamaño medio de MP para cada estación de muestreo del mar Menor.

El análisis estadístico de los datos mostró diferencias estadísticamente significativas en el tamaño medio de los MP de las estaciones muestreadas ( $F\text{-test} = 4,603$ ;  $p = 0,000$ ), por lo que se realizó la prueba de diferencias mínimas significativas Fisher (LSD test), que reveló diferencias significativas entre el tamaño medio de los MP

obtenidos en la estaciones S7 ( $2,91 \pm 0,25$  mm), S10 ( $2,67 \pm 0,25$  mm), y S12 ( $2,67 \pm 0,47$  mm) respecto al resto de estaciones, excepto con S13 ( $2,42 \pm 0,58$  mm)( $p = 0,000$ ).

Además, se observó una correlación negativa y estadísticamente significativa entre el tamaño medio de los MP y el diámetro de partícula del sedimento ( $r=-0,488$ ;  $p= 0,047$ ), es decir a menor tamaño de partícula de arena mayor es el tamaño medio del MP aislado, lo que podría justificar las diferencias estadísticas encontradas entre las distintas estaciones de muestreo (Figura 5.6).

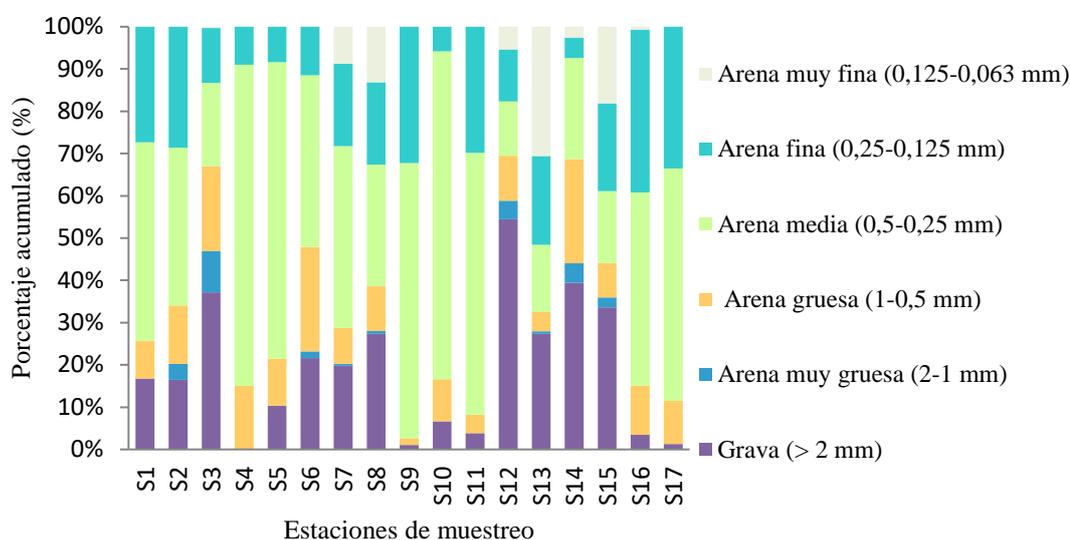


Fig. 5.6. Distribución del tamaño medio de grano según clasificación de Udden-Wentworth para cada estación de muestreo del mar Menor.

No obstante, se debe considerar que desde el primer episodio de “sopa verde” acontecido en la laguna en el año 2016, el uso turístico y deportivo a pie de playa, que favorece los procesos de fricción y abrasión, se ha visto reducido drásticamente en S10, tal y como ocurre en las playas donde se ubican las estaciones S7, S12 y S13 caracterizadas por su bajo grado ocupación. Sin embargo, el resto de estaciones no se han visto tan afectadas por los episodios de eutrofización, y mantienen una elevada

ocupación sobre todo en época estival. Godoy *et al.* (2020) también indicaron la relación entre el tamaño medio de los MP con el tamaño de grano del sedimento; en su caso, el menor tamaño de MP obtenido respecto a otros lugares del Mediterráneo estaría relacionado con un aumento de la fricción y la abrasión de los MP en las playas de Granada causada por el gran tamaño del sedimento.

En 2016, el CEDEX realiza en España el I Programa de Seguimiento de Micropartículas en Playas (Buceta *et al.*, 2017), estableciéndose 9 rangos de tamaño para los MP: <200 µm, 200–400 µm, 400–600 µm, 600–800 µm, 800–1000 µm, 1–2 mm, 2–3 mm, 3–4 mm y 4–5 mm. Se considera siempre como longitud de la partícula la máxima, independientemente de su forma. De acuerdo con esta clasificación, el número mínimo de rangos obtenidos en nuestras estaciones de muestreo del mar Menor fue 5, y tan solo las estaciones S4 y S5 (11,76% del total de estaciones) presentaron todos los rangos, tal y como se observa en la Figura 5.7.

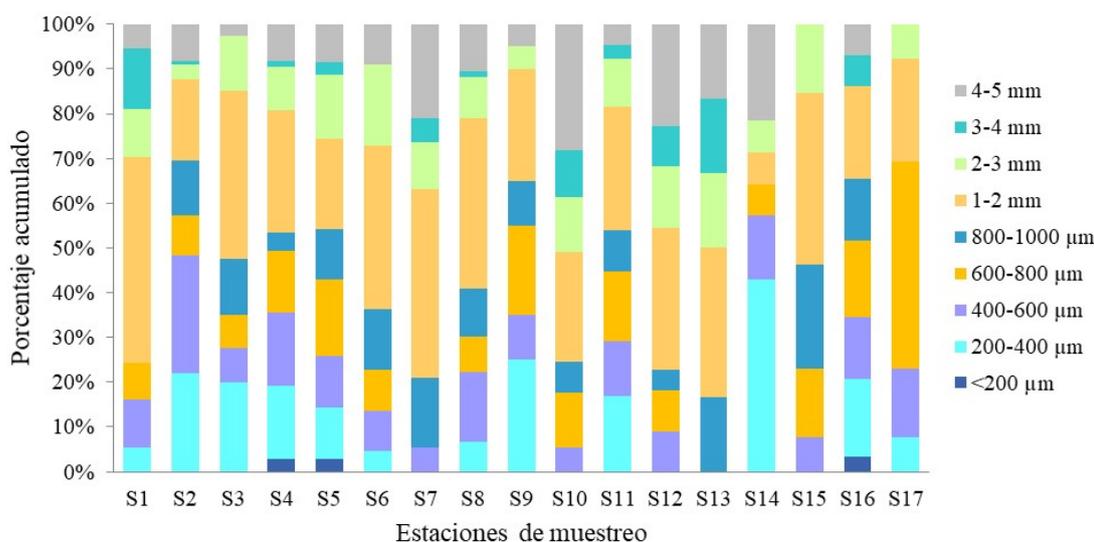


Fig. 5.7. Porcentaje acumulado de MP según rango de tamaño para cada estación de muestreo del mar Menor.

El rango de tamaño mas abundante fue el comprendido entre 1–2 mm (27,84%), excepto para las estaciones S2, S14 y S17, que mostraron mayor cantidad de MP en el rango 400–600  $\mu\text{m}$ , 200–400  $\mu\text{m}$  y 600–800  $\mu\text{m}$ , respectivamente. Prácticamente la mitad de los MP aislados presentó un tamaño menor o igual a 1 mm (49,71%), y el resto superior a 1 mm (50,29%), siendo el tamaño menos frecuente el inferior a 200  $\mu\text{m}$  (0,58%). Estos resultados son similares a los obtenidos por Blašković *et al.* (2018) en MP de sedimentos de playas próximos al estuario del río Cecina, en Italia, con tamaños medios que oscilaron entre 933,3 y 2.540,6  $\mu\text{m}$ ; o a los obtenidos por Rasta *et al.* (2020) en el sur del mar Caspio, donde los MP de tamaño comprendido entre 1–2 mm fueron los mas abundantes. Sin embargo, son superiores a los presentados en otras playas españolas como, por ejemplo, en sedimentos de la desembocadura del delta del Ebro, donde se identificó el tamaño comprendido entre 200 y 500  $\mu\text{m}$  como el más abundante (Simon-Sánchez *et al.*, 2019). En playas bañadas por mares y océanos abiertos, como en Auckland (Nueva Zelanda), los MP presentaron mayoritariamente tamaños comprendidos entre 300 y 1000  $\mu\text{m}$  (Bridson *et al.*, 2020), y en la costa Rhode Island (USA), los MP presentaron tamaño <400  $\mu\text{m}$  (Cashman *et al.*, 2022). El mayor tamaño medio de MP aislados en el mar Menor podría relacionarse con un período corto de exposición a los mecanismos de degradación bióticos y abióticos (Castro *et al.*, 2020) dada la función de sumidero que ejercen las playas para los MP (Edo *et al.*, 2019).

En cuanto a la relación tamaño-forma, el grupo de las fibras presentó el valor medio más alto ( $2,00 \pm 0,13$  mm), seguido de film ( $1,60 \pm 0,16$  mm), fragmento ( $1,25 \pm 0,07$  mm), y en último lugar las microesferas ( $1,04 \pm 0,24$  mm). Aparecieron diferencias estadísticamente significativas entre el tamaño de las diferentes formas de los MP ( $F$ -test = 10,600;  $p = 0,000$ ), siendo el tamaño medio de las fibras superior al de fragmentos ( $p = 0,000$ ), films ( $p = 0,033$ ), y microesférulas ( $p = 0,005$ ). Tal y como se muestra en

la Figura 5.8, las fibras presentaron frecuencias más altas para el tamaño comprendido entre 1–2 mm (41,00 %), seguido de 3–4 mm (13,81 %) y 4–5mm (12,97 %), mientras que los fragmentos aparecieron mayoritariamente en el rango 400–600  $\mu\text{m}$  (21,59%) y 1–2 mm (20,00%), los films en el rango 1–2mm (25,00%) y 200–400  $\mu\text{m}$  (18,52%), y el 50% de las microesferas en el rango comprendido entre 200–400  $\mu\text{m}$ .

Para el total de formas identificadas, los MP con tamaño superior a 1 mm se distribuyeron casi por igual entre fibras (48,70%) y el resto de microplásticos particulados (51,30%) destacando dentro de este último grupo la forma fragmento (33,91%). Por su parte, las partículas de tamaño inferior a 1 mm se correspondieron mayoritariamente con microplásticos particulados (79,18 %), siendo de nuevo los fragmentos la forma más reconocida (58,06%).

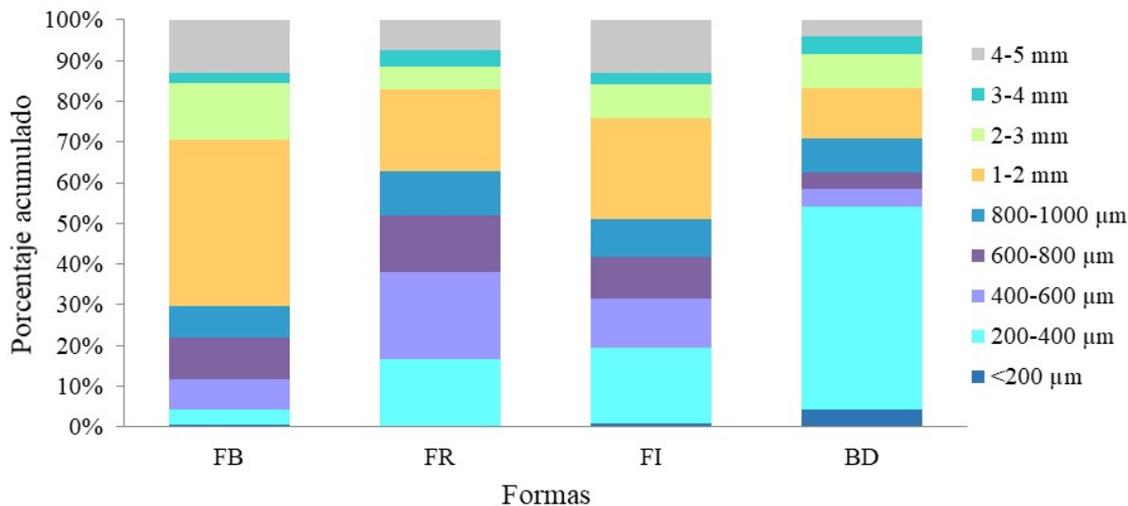


Fig. 5.8. Porcentaje acumulado de formas según rangos de tamaño en sedimentos costeros del mar Menor.

Se identificaron un total de 13 colores diferentes, siendo los más abundantes: blanco (26,42%), azul (22,79%) y beige (17,42%), seguidos de marrón (8,71%), rojo (5,37%), negro (5,22%), naranja (5,08%), ámbar (3,34%) y verde (2,47%). Respecto a la relación color-forma, en la Figura 5.9 se observa que el 54,55% de las fibras fueron de color azul, mientras que el resto de las formas aparecieron mayoritariamente en color blanco (26,35% FR, 48,15% FI y 37,50% BD). El 61,25% de los MP eran opacos y el 38,75% transparente, correspondiendo estos últimos principalmente a la forma film (59,26%).

La diversidad de colores observada en las muestras de sedimentos costeros del mar Menor podría reflejar la variabilidad de las fuentes de entrada (de Haan *et al.*, 2019). Según Kumar y Varghese (2021), las redes de pesca de polietileno se fabrican principalmente con fibras de color azul o verde, mientras que las redes de pesca de nailon se fabrican con fibras transparentes.

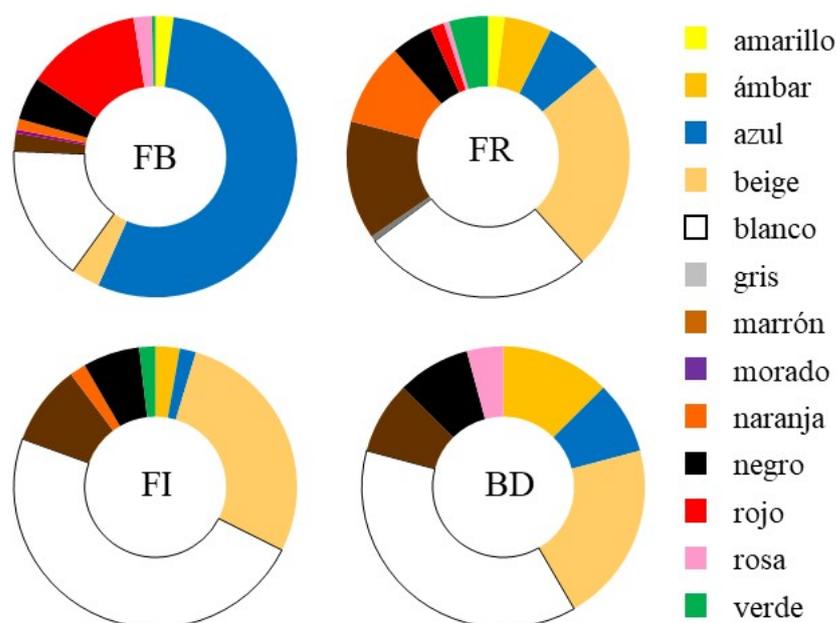


Fig. 5.9. Distribución de colores según forma para los MP aislados en estaciones de muestreo del mar Menor.

Por su parte, Yin *et al.* (2021) atribuyen los MP transparentes al uso de productos desechables. Además, la abundancia de colores claros podría relacionarse directamente con el tiempo de exposición al medio, tal y como parece ocurrir en MP flotantes de los océanos (Martí, 2019). En general, los resultados obtenidos en la presente Tesis Doctoral son similares a los publicados en otras playas del Mediterráneo (Tziourrou *et al.*, 2019), Índico (Bissen y Chawchai, 2020; Kor *et al.*, 2020; Jeyasanta *et al.*, 2020), Pacífico (De-la-Torre *et al.*, 2020a; Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020) o Atlántico (Mazariegos-Ortíz *et al.*, 2020; Hernández-Sánchez *et al.*, 2021), donde el blanco fue también el color predominante.

### 5.1.3 Tamaño de grano de sedimento costero y su relación con la distribución de microplásticos

La distribución de tamaño de grano para las distintas playas muestradas en el Mar Menor presentó diferencias estadísticamente significativas en los parámetros SSA, APD y Span, según se tratara de playas naturales o urbanas, tal y como se muestra en la Tabla 5.4.

Tabla 5.4. Valor (media  $\pm$  error estándar) del área superficial específica (SSA), diámetro medio de partícula (APD) y Span correspondientes a sedimento costero de playas naturales y urbanas del mar Menor.

Tipo de playa	SSA (m <sup>2</sup> /g)	APD (μm)	Span
Natural	0,0345 $\pm$ 0,0061	273,0877 $\pm$ 14,3435	1,6756 $\pm$ 0,1026
Urbana	0,0184 $\pm$ 0,0005	337,4288 $\pm$ 9,5944	0,9261 $\pm$ 0,0505
<i>F-test</i>	6,287	13,394	40,571
<i>p</i>	0,016	0,001	0,000

Según se observa en la Tabla 5.4, las playas naturales presentaron un valor medio de APD más bajo y un Span más alto que las urbanas, con diferencias estadísticamente significativas, lo que indica una falta de homogeneidad en el tamaño de partícula de grano de sedimento costero en aquellas, que podría estar relacionado con diferencias, también estadísticamente significativas, en la frecuencia de volumen (Figura 5.10a) y la evolución en la distribución acumulada (Figura 5.10b).

El tamaño de grano de sedimento costero de playas naturales mostró una marcada bimodalidad en su distribución, posiblemente debido a una mezcla de partículas de poblaciones diferentes, que ajustaba bien sus datos a un modelo de tipo cúbico ( $R^2 = 0,974$ ;  $F\text{-test} = 98,251$ ;  $p = 0,000$ ).

La bimodalidad menos marcada en el tamaño de grano de sedimento costero de playas urbanas podría atribuirse a la presencia de restos de conchas de animales bivalvos, tal y como indicaron Muzuka y Shaghude (2000) para la playa de Msasani en Tanzania, junto con un ajuste peor al anterior a un modelo de tipo cúbico ( $R^2 = 0,925$ ;  $F\text{-test} = 32,933$ ;  $p = 0,000$ ).

A pesar de estas variaciones en la distribución de tamaño de grano de sedimento, no se observaron diferencias con significación estadística entre la concentración media de MP y el tamaño de partícula de sedimento para todos y cada uno de los puntos de muestreo del mar Menor ( $F\text{-test} = 1,311$ ;  $p = 0,285$ ), resultado similar al propuesto por Browne *et al.* (2011) y Mathalon y Hill (2014) para sedimentos costeros intermareales, y Peng *et al.* (2017) en sedimentos del estuario del río Yangtsé en China. Como ya se ha comentado, las playas del mar Menor no son las típicas playas dominadas por olas, y las corrientes de convección, las escorrentías y los cambios en el nivel del mar Mediterráneo, debidos a mareas y variaciones atmosféricas, deben de tener una mayor influencia en la distribución espacial de MP.

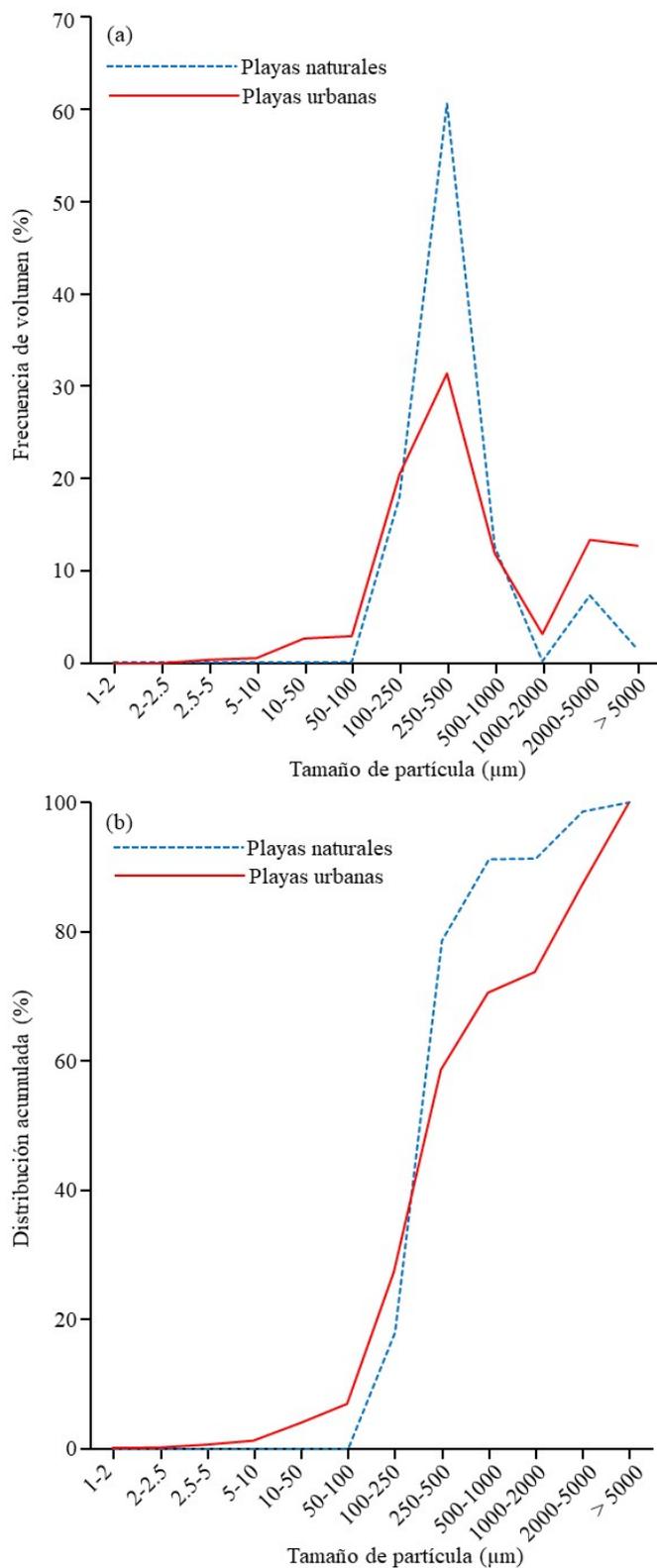


Fig. 5.10. (a) Frecuencia de volumen (%) y (b) Distribución acumulada de tamaño de partícula de sedimento costero para playas naturales y urbanas del mar Menor.

Sin embargo, sí se observó que las FB aumentaban en muestras con alto porcentaje de partículas de mayor tamaño ( $r = 0,464$ ;  $p = 0,003$ ) y, por el contrario, disminuían cuando aumentaba el número de partículas de sedimento costero de tamaño más pequeño ( $r = -0,337$ ;  $p = 0,033$ ), lo que indicaba que sedimentos de más de 2 mm eran más favorables a retener FB que los de tamaño inferior.

Por lo general se relaciona una mayor abundancia de MP con menor tamaño de sedimento (Corcoran *et al.*, 2020; Falahudín *et al.*, 2020), aunque también son muchos los autores que indican que no hay relación entre la concentración de MP y el tamaño de grano (Alomar *et al.*, 2016; Peng *et al.*, 2017) o que también estarían implicadas otras variables ambientales como hidrodinámica, la forma de la playa, contenido en COT, etc. (Hitchcock y Mitrovic, 2019; Jaubet *et al.*, 2021; Mendes *et al.*, 2021). Lo *et al.* (2018) encontraron más deposición de MP en playas con sedimento costero más fino, debido a una menor energía de las olas. Así mismo, Jaubet *et al.* (2021) y Schröder *et al.* (2021) indicaron que, para las formas FB y FR, el tamaño de grano fue determinante en su abundancia, relacionándose en todos los casos con tamaño de sedimento fino. Por su parte, Ling *et al.* (2017) hablan de una fuerte relación positiva entre FB y aumento de la exposición a las olas. En cualquier caso, la energía de las olas en el mar Menor es baja en comparación con el mar Mediterráneo, por lo que las fibras, flotantes y ligeras, pueden depositarse sobre partículas de sedimento costero de mayor tamaño y permanecer en ellas por más tiempo.

#### **5.1.4 Concentraciones según tipo de polímero**

Se han identificado un total de 18 tipos de polímeros diferentes, de forma idéntica a la publicada por Novillo-Sanjuan *et al.* (2022) en las playas de Valencia, aunque, en el

caso del mar Menor, 9 de ellos en un porcentaje inferior al 1%. A pesar de esto, el número es superior al obtenido en sedimentos de playas de otras zonas del Mediterráneo: Korez *et al.* (2019) encontraron de 8 tipos de polímeros, y Yabanli *et al.* (2019) y Missawi *et al.* (2020) identificaron 7 y 6 tipos de polímeros, respectivamente.

De igual forma, nuestros resultados también son superiores a los obtenidos en sedimentos costeros de otros mares cerrados, como el mar Negro y mar Caspio, donde se han identificado solo 2 tipos de polímeros plásticos (Sibirtsova 2016; Mehdinia *et al.*, 2020), así como en otras zonas costeras fuera del Mediterráneo, donde se identificaron entre 3 y 4 tipos de polímeros diferentes (Piñon-Colin *et al.*, 2018; Kor *et al.*, 2020, González-Hernández *et al.*, 2020). Estas diferencias podrían relacionarse con las diferentes disoluciones empleadas en la separación por densidad en los distintos estudios, demostrando así la necesidad de establecer protocolos estandarizados para la extracción e identificación de MP en sedimentos costeros.

La estación S15 presentó el menor número de polímeros, con solo 2 tipos, mientras que en la estación S5 se identificaron 12 tipos distintos, tal y como se indica en la Tabla 5.5, donde también se muestra la concentración media más alta de cada polímero y la estación de muestreo donde apareció.

De los 18 grupos identificados, el LDPE fue el polímero constituyente del 43,21% de los MP analizados, encontrándose en 15 de las 17 estaciones de muestreo. Además, presentó la concentración media más alta en diez estaciones de muestreo, aunque sin diferencias estadísticamente significativas ( $F$ -test = 1,630;  $p$  = 0,093).

La estación S8 (supramareal) presentó la concentración media mas alta, con  $46,57 \pm 16,52$  LDPE/kg s.s., mientras que la estación S7 (intermareal), localizada en la misma playa, mostró una de las concentraciones medias más bajas para este polímero:  $3,37 \pm 2,91$  LDPE/kg s.s. La proximidad de la estación S8 al punto de descarga de la

rambla de Mendoza, que recibe la escorrentía de zonas mineras y agrícolas, junto con la presencia de vegetación de humedal retenedora de plásticos y microplásticos, como ya se ha comentado, podría explicar esta diferencia de concentraciones, probando también su procedencia terrestre.

Tabla 5.5. Grupos de polímeros identificadas en cada estación de muestreo, incluyendo la concentración media más alta (item/kg s.s.) de cada uno de ellos en la estación donde apareció.

Polímero	Estaciones de muestreo																
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17
ACRIL		•	• 6,76		•			•	•		•			•		•	
BIOPOL												• 8,71					
CAUCHO					• 0,98												
HDPE	•	•	•	•	•		•	• 14,70	•	•	•	•		•	•		
LDPE	•	•	•	•	•		•	• 46,57	•	•	•	•		•	•	•	•
MUF		• 1,25			•												
NYL					•	•						• 21,46					
PEP	•	•									•						• 2,64
PEST	•	•	•		•						•					•	• 5,37
PET							• 2,53										
PMP					• 0,98												
PC								• 6,15									
POLISIL					• 0,87												
PP	•	•	•	•	•			• 15,25		•	•						
PS	•	•			•	•	•		•	•	•			• 6,96			
PV		•	•	•	•	•	•		•	•	•					• 50,18	•
TEFLON		•									•			• 2,06		•	
TENAX	• 0,76																

El segundo tipo de polímero más abundante fue el polietileno de alta densidad (HDPE), que apareció en 13 de las 17 estaciones de muestreo y supuso el 14,98 % del total de MP analizados. De nuevo, la concentración más alta se obtuvo para la estación supramareal S8 ( $14,70 \pm 7,21$  HDPE/kg s.s.) y la más baja en la estación S5 ( $0,98 \pm 0,88$  HDPE/kg s.s.), aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ( $F$ - $test = 1,236$ ;  $p = 0,274$ ).

Tal y como sucede en el resto del Mediterráneo, el PE es también el polímero más abundante en el mar Menor (51,19%). Los resultados de la presente Tesis Doctoral para este polímero son comparables a los obtenidos en sedimentos de la laguna de Venecia, donde apareció en un 48,4 % (Vianello *et al.*, 2013) o en sedimentos de la costa de Argelia, donde Tata *et al.* (2020) publicaron valores del 48%. Sin embargo, son sensiblemente más altos a los obtenidos en otros mares cerrados como el mar Negro, donde Sibirtsova (2016) obtuvo valores del 15% para la familia del polietileno. Sin embargo, nuestros resultados son ligeramente inferiores a los indicados por Missawi *et al.* (2020) para la costa de Túnez, con valores comprendidos entre 63-67% según el tamaño de partícula, o a los obtenidos por Edo *et al.* (2019) en sedimentos de la isla La Graciosa, con valores de PE del 63%.

El PV constituyó el tercer grupo más abundante del total de MP analizados en el mar Menor (12,73%). Se trata de un polímero utilizado, entre otros usos, en los revestimientos de protección anticorrosiva de compuestos y estructuras navales (Zhu *et al.*, 2007; Thostenson *et al.*, 2009; Palomba *et al.*, 2021), por lo que no es de extrañar su presencia en los sedimentos costeros del mar Menor, apareciendo en 11 de las 17 estaciones de muestreo. Así ocurre en S16 ( $50,18 \pm 35,49$  PV/kg s.s.), S6 ( $16,35 \pm 11,29$  PV/kg s.s.) y S11 ( $5,56 \pm 3,53$  PV/kg s.s.), donde se encontraron las concentraciones medias más altas. El análisis de la varianza mostró diferencias estadísticamente

significativas en la concentración de PV de estas tres estaciones de muestreo frente al resto ( $F\text{-test} = 14,050$ ;  $p = 0,000$ ). Los puntos de muestreo en los que no apareció PV se ubican en playas naturales, a excepción de S1. No se han encontrado muchos estudios en el Mediterráneo que informen de la presencia de PV en sedimentos de playas; Kazour *et al.* (2019) obtuvieron porcentajes del 2% en sedimentos de playas de la costa libanesa y Yabanli *et al.* (2019) informaron de porcentajes de 4,1% para PVCD. Fuera del mar Mediterráneo, los porcentajes de PV, en muchos casos en forma de PVC, son similares a los obtenidos en el mar Menor (Blumenröder *et al.*, 2017; Jeyasanta *et al.*, 2020), seguramente también procedentes de residuos de embarcaciones.

El resto de grupos de polímeros fueron PP (8,78 %), ACRIL (4,98%), PS (4,21%), PEST (2,80%), NYL (2,22%), PC (1,30%) y PEP (1,15%), y los 8 tipos restantes: TEFLON, BIOPOL, MUF, PET, CAUCHO, PMP, TENAX y POLISIL, aparecieron con una frecuencia menor al 1%, La Tabla 5.6 recoge las concentraciones medias y el porcentaje de cada tipo de polímero identificado por kilogramo de sedimento seco analizado, para el conjunto de las estaciones de muestreo.

Respecto al PP, cabe señalar que nuestros resultados son similares a los obtenidos por Piehl *et al.* (2019) en los sedimentos de las playas del delta del río Po (Italia), con valores que oscilaron entre 6,50% y 13,70%, aunque inferiores a los obtenidos en otras playas del Mediterráneo ocalizadas en Trípoli, Beirut y Sidón, en la costa libanesa, donde se han publicado valores de PP en sedimentos costeros comprendidos entre el 43% y el 55% (Kazour *et al.*, 2019). También son inferiores al 18% encontrado por (Manbohi *et al.* (2021) en el mar Caspio.

Tabla 5.6. Concentración (media  $\pm$  error estándar) y distribución porcentual de cada uno de los grupos de polímeros identificados en sedimentos costeros del mar Menor.

Polímero	Concentración (media $\pm$ SE)	Porcentaje
LDPE	14,84 $\pm$ 2,78	43,21
HDPE	5,23 $\pm$ 1,00	14,98
PV	4,37 $\pm$ 1,72	12,73
PP	3,01 $\pm$ 1,07	8,78
ACRIL	1,71 $\pm$ 0,74	4,98
PS	1,45 $\pm$ 0,42	4,21
PEST	0,96 $\pm$ 0,34	2,80
NYL	0,76 $\pm$ 0,52	2,22
PC	0,45 $\pm$ 0,33	1,30
PEP	0,39 $\pm$ 0,18	1,15
TEFLON	0,27 $\pm$ 0,13	0,77
BIOPOL	0,25 $\pm$ 0,25	0,74
MUF	0,23 $\pm$ 0,13	0,66
PET	0,15 $\pm$ 0,10	0,43
CAUCHO	0,07 $\pm$ 0,07	0,21
PMP	0,07 $\pm$ 0,07	0,21
TENAX	0,07 $\pm$ 0,07	0,19
POLISIL	0,06 $\pm$ 0,06	0,18

De nuevo, la ausencia de un método estandarizado de extracción e identificación de polímeros en MP, así como las diferencias en el número de ítems que se someten a identificación química, condiciona el número número de familias o grupos de polímeros reconocidos, lo que podría explicar estas diferencias. En general, las concentraciones más altas de los distintos grupos de polímeros son reflejo de una mayor demanda social, al ser catalogados como los más empleados y, por tanto, los que más residuos generan, siendo evidente siempre su presencia en distintos estudios relacionados con sedimentos marinos (Sagawa *et al.*, 2018; Simon-Sánchez *et al.*, 2019). Además, la presencia de PE podría estar también relacionada con el consumo de plástico asociado a la intensa actividad agrícola cercana a las estaciones de muestreo, así como por sus propiedades

físicas, como la densidad, que le permitiría flotar en medio acuoso, respecto a otros polímeros más densos que tenderían a hundirse, aumentando su posibilidad de ser transportado (Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020).

En cuanto a la forma de los polímeros identificados, solo los polímeros LDPE y PV aparecieron bajo las cuatro formas identificadas en los sedimentos costeros del mar Menor, aunque la más abundante fue la forma fragmento, tal y como ocurrió para el resto de los polímeros, excepto ACRIL, NYL y POLISIL, en los que la forma film resultó la predominante. También cabe destacar los polímeros PET, PMP, BIOPOL, CAUCHO, POLISIL y TENAX, que solo aparecieron bajo una forma (Figura 5.11). Nuestros resultados son similares a los obtenidos por Ding *et al.* (2020) en suelos agrícolas, donde los FR estaban constituidos principalmente por PV y PE, procedente de embalajes agrícolas y mangueras de riego, y las FB se correspondieron con PET, procedente de lodos y aguas de depuradora reutilizada en agricultura como abonos y agua de riego. El Anexo IV.A muestra ejemplos de los polímeros plásticos y formas encontradas en las distintas estaciones de muestreo del mar Menor.

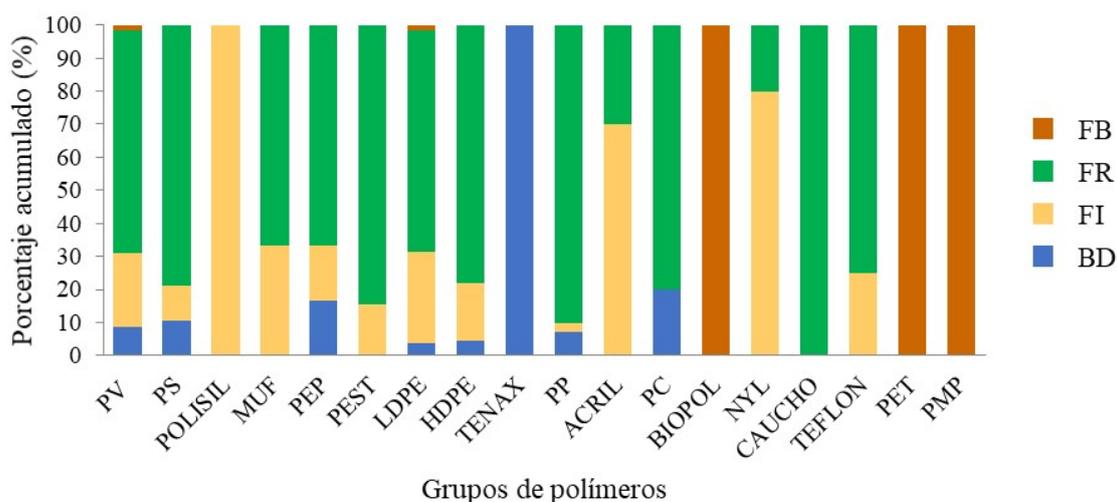


Fig. 5.11. Porcentaje acumulado de formas según grupos de polímeros indentificados en sedimentos costeros del mar Menor.

El análisis estadístico de los datos en función de la ubicación de las estaciones de muestreo mostró diferencias significativas en la concentración media de 9 grupos poliméricos, tal y como se muestra en la Figura 5.12 y Figura 5.13 (parámetros estadísticos incluidos en las figuras).

Así, los polímeros HDPE, NYL y PC presentaron concentraciones medias más altas para el conjunto de las estaciones supramareales ( $9,10 \pm 3,00$  HDPE/kg s.s.;  $2,86 \pm 2,27$  NYL/kg s.s.;  $2,05 \pm 1,42$  PC/kg s.s.) respecto a las intermareales ( $4,16 \pm 0,91$  HDPE/kg s.s.;  $0,18 \pm 0,12$  NYL/kg s.s.;  $0$  PC/kg s.s.) (Figura 5.12a).

En el conjunto de estaciones situadas en el cauce de ramblas, la concentración media de MP identificados como PS y PC fue más alta ( $3,29 \pm 1,28$  PS/kg s.s.;  $2,56 \pm 1,75$  PC/kg s.s.) que la obtenida para el conjunto de estaciones ubicadas fuera de cauce ( $1,06 \pm 0,41$  PS/kg s.s.;  $0$  PC/kg s.s.) (Figura 5.12b), y para el grupo de estaciones de muestreo situadas en la cubeta norte, la concentración media de los grupos de polímeros NYL ( $3,07 \pm 2,42$  NYL/kg s.s.) y BIOPOL ( $1,24 \pm 1,20$  BIOPOL/kg s.s.) fue superior que para la cubeta sur ( $0,17 \pm 0,12$  NYL/kg s.s. y  $0$  BIOPOL/kg s.s.) (Figura 5.12c).

Además, tal y como se muestra en la Figura 5.13, los polímeros PV y PET, resultaron más abundantes en las playas abiertas con espigón ( $17,53 \pm 10,01$  PV/kg s.s.,  $1,01 \pm 0,64$  PET/kg s.s.), respecto a las abiertas ( $1,91 \pm 0,72$  PV/kg s.s.,  $0$  PET/kg s.s.) o a las encajadas entre obras portuarias ( $3,17 \pm 2,24$  PV/kg s.s.,  $0$  PET/kg s.s.) (Figura 5.13a). Finalmente, los polímeros LDPE, HDPE, NYL y PP presentaron diferencias estadísticamente significativas según el número de figuras de protección y según la figura de protección específica LIC. Así, los resultados obtenidos muestran que la concentración media de NYL fue superior para el conjunto de estaciones con 3 figuras de protección ( $4,29 \pm 3,31$  NYL/kg s.s.) respecto a las estaciones con 5 ( $p = 0,008$ ) ó ninguna figura de protección ( $p = 0,010$ ) (Figura 5.13b)

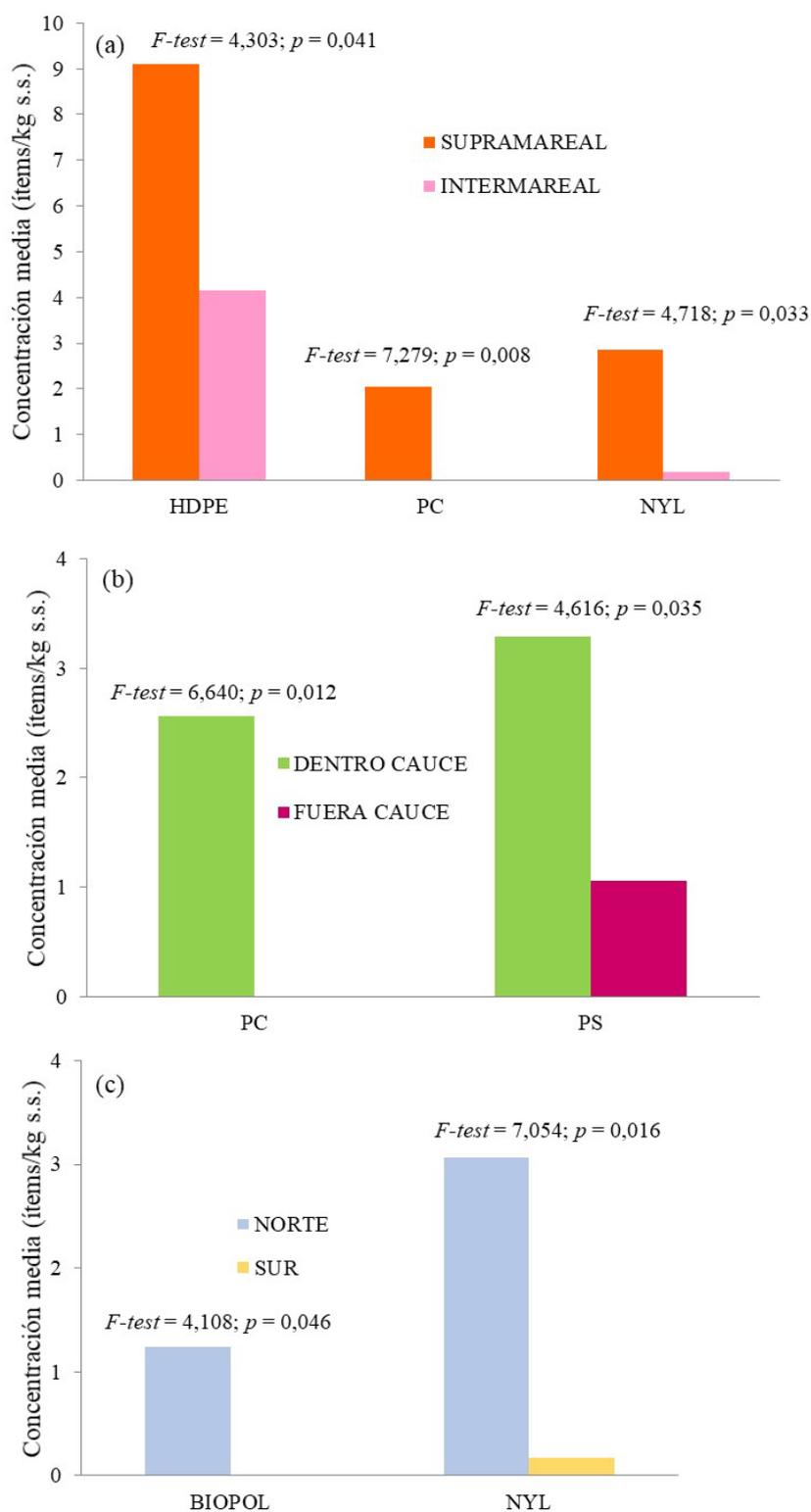


Fig. 5.12. Diferencias estadísticamente significativas en la concentración media de distintos grupos de polímeros, según: (a) localización de la estación de muestreo; (b) ubicación según el cauce; y (c) situación de la cubeta.

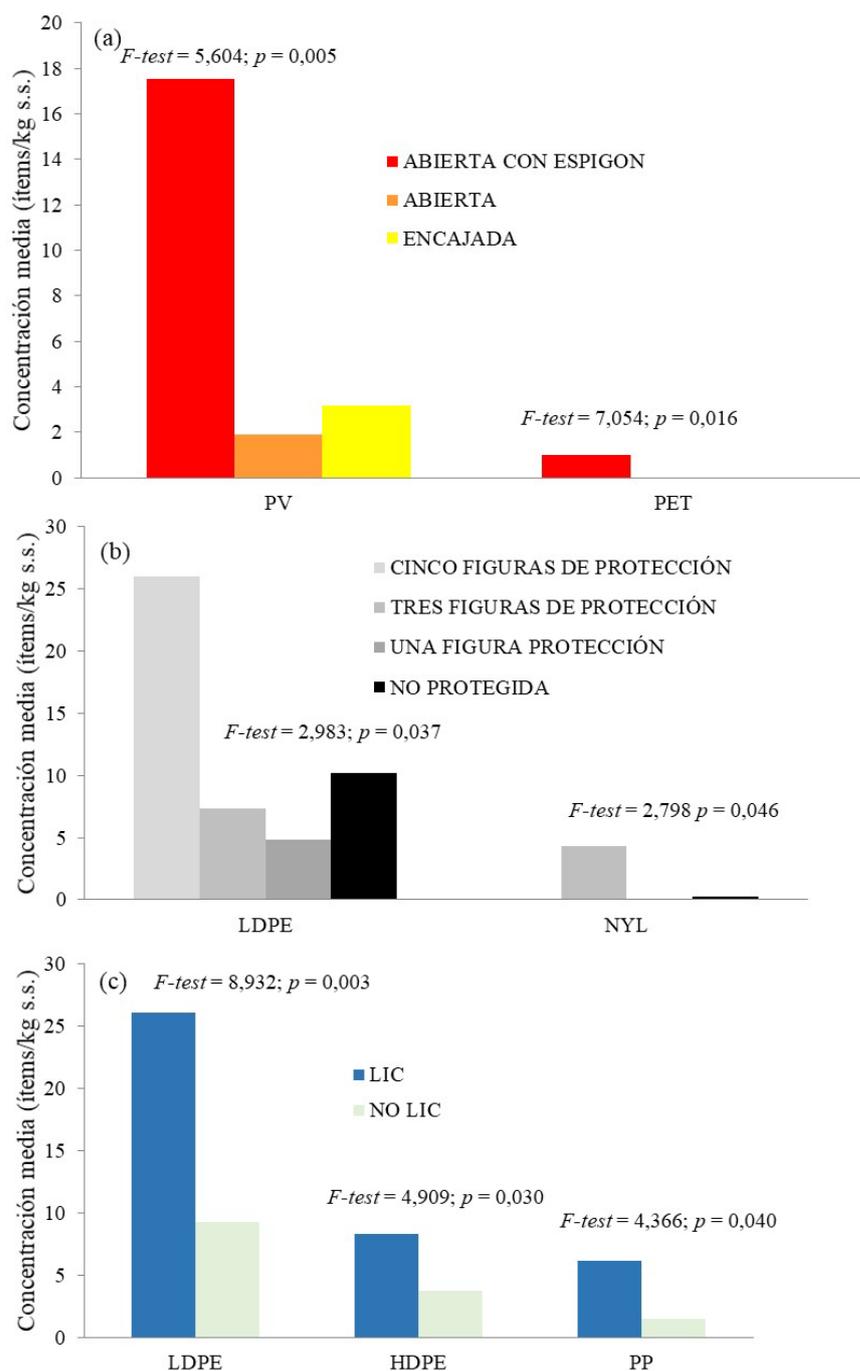


Fig. 5.13. Diferencias estadísticamente significativas en la concentración media de distintos grupos de polímeros, según: (a) morfología de la playa; (b) número de figuras de protección; y (c) LIC-NO LIC.

En el caso del LDPE, la concentración media más alta apareció en playas con 5 figuras de protección ( $26,05 \pm 5,65$  LDPE/kg s.s.) respecto a las estaciones ubicadas en zonas con 3 ( $7,34 \pm 2,22$  LDPE/kg s.s.,  $p = 0,030$ ), 1 ( $4,84 \pm 2,35$  LDPE/kg s.s.) y no protegidas ( $10,21 \pm 3,71$  LDPE/kg s.s.,  $p = 0,011$ ). Este último polímero también resultó mas abundante en las estaciones con la figura de protección LIC respecto a las no LIC (LIC:  $26,05 \pm 5,65$  LDPE/kg s.s., NO LIC:  $9,23 \pm 2,72$  LDPE/kg s.s.) junto con los polímeros de HDPE y PP (LIC:  $8,29 \pm 2,06$  HDPE/kg s.s.;  $6,12 \pm 2,94$  PP/kg s.s.; No LIC:  $3,70 \pm 1,01$  HDPE/kg s.s.;  $1,46 \pm 0,50$  PP/kg s.s.). (Figura 5.13c).

Los polímeros HDPE y PC, son comúnmente utilizados, entre otros, como materiales de envasado y embalaje de productos agrícolas, tuberías, cubiertas de invernaderos, en materiales de construcción, industria del automóvil y componentes electrónicos (Bai *et al.*, 2020; Plastics Europe 2021).

Por su parte, el NYL, además de su uso en hilos de pesca y textil, se utiliza como film en la industria alimentaria (Patchaiyappan *et al.*, 2020), por lo que la presencia de este tipo de polímeros en las estaciones supramareales podría deberse, por un lado, a que estas estaciones conservan vegetación y se localizan en zonas cuyas áreas adyacentes se encuentran ocupadas por cultivos, por lo que sería fácil recibir este tipo de MP por dispersión aérea, o bien por escorrentías, y que quedaran retenidos en la vegetación, ya que las raíces podrían atrapar e inmovilizar los MP (Latiff y Faridah-Hanum, 2014). Algunas de las estaciones supramareales son además zonas habituales de pesca deportiva o, como es el caso de las estaciones de la cubeta norte, están próximas al puerto pesquero y lonja del mar Menor, siendo el desgaste, pérdida o abandono de los aparejos y las redes de pesca una fuente importante de NYL (Naji *et al.*, 2017b).

Por su parte, las ramblas constituyen una fuente de entrada de MP en los entornos costeros (Hitchcock, 2020; Ockelford *et al.*, 2020), por lo que es posible que la

escorrentía procedente de zonas urbanas y que contiene MP aporte polímeros propios de áreas más industrializadas como el PS (Tiwari *et al.*, 2019; Mazariegos-Ortíz *et al.*, 2020).

El PET es la resina más común de la familia del poliéster, y se utiliza en fibras para ropa y envases, lo que indica un origen urbano de estos residuos (Naji *et al.*, 2017a, Bayo *et al.*, 2022), también relacionado con las actividades turísticas y recreativas (Sarafraz *et al.*, 2016). En el caso del mar Menor, las concentraciones más altas se dieron en playas urbanas y de topología abierta con espigón de estabilización, que favorecería la acumulación de este polímero y su retención respecto del resto de topologías.

En relación con los copolímeros, supusieron el 1,54% del total de polímeros identificados. Entre ellos, destacan los copolímeros del TEFLON, principalmente representados por el copolímero de tetrafluoroetileno-hexafluoropropileno (TFE-HFP), que supuso el 75% del total de polímeros de TEFLON encontrados. Se trata de un material empleado como recubrimiento dieléctrico en lentes ópticas (Berge y Peseux, 2000; Mishra *et al.*, 2014), pantallas de distintos dispositivos electrónicos y digitales (Heikenfeld *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2013b; Zohrabi *et al.*, 2019), microchips (Satoh *et al.*, 2005; Haller *et al.*, 2018) y en aplicaciones biomédicas (Latip *et al.*, 2017). En la actualidad, existe una demanda creciente porque forma parte de dispositivos para el diagnóstico del COVID-19 (Jain y Muralidhar, 2020). La presencia de este copolímero en estaciones de muestreo localizadas junto a puertos deportivos y náuticos (S11 y S16), en playas muy antropizadas y en una estación situada próxima a la zona de aparcamiento (S14) de una playa natural, sugiere que su presencia en sedimentos costeros del mar Menor podría tener origen en residuos de aparatos eléctricos y electrónicos de embarcaciones y vehículos.

El resto de copolímeros correspondieron a derivados del PC, como la resina acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS), que se correspondió con el 20% del total de PC identificado y del que es proveedor la empresa SABIC. Se trata de un copolímero usado en la actualidad en forma de filamento para impresoras 3D (Carutasu *et al.*, 2015), en particular para obtener moldes de implantación en braquiterapia (Harris *et al.*, 2015), así como para la fabricación de juguetes, utensilios de cocina, cascos, electrodomésticos, mobiliario e industria del automóvil, entre otros (Ohno y Kawamura, 2010; Abe *et al.*, 2013). Su presencia ha sido descrita en sedimentos de las playas de la costa de Singapur, altamente industrializada, y con uno de los puertos marítimos y refinería de petróleo más activos del mundo (Ng y Obbard, 2006), y en las playas de las islas de las Andamán del Sur, en el Golfo de Bengala, densamente pobladas (Patchaiyappan *et al.*, 2021). Además, ha aparecido en fangos procedentes de depuración de aguas residuales (Xu *et al.*, 2020c). En el Mediterráneo, Expósito *et al.* (2021) documentaron su presencia en MP procedentes de aguas superficiales de la costa de Tarragona, fuertemente presionada por el urbanismo, turismo, los puertos industriales y las industrias petroquímicas y plásticas. Sin embargo, en el mar Menor, ABS solo apareció en la estación supralitoral S8, localizada en una playa natural en la que desembocan las ramblas del Beal y de Ponce, y por tanto recibe las aguas de escorrentía de las zonas urbanas, zonas mineras abandonadas y zonas agrícolas en activo situadas aguas arriba.

Así mismo, se encontraron derivados del PS, como el copolímero estireno acrilonitrilo (SAN), cuyo porcentaje fue 5,26% del total de PS y que se aplica también para la fabricación de microcomponentes electrónicos (Göldel *et al.*, 2009). Se trata de un copolímero cuya síntesis es barata, con adecuada rigidez y resistencia térmica y química, que en la actualidad va ganando en importancia como material de envases en contacto con alimentos, igual que la resina ABS, por suponer una excelente barrera

contra la humedad y el CO<sub>2</sub> (Kubicova *et al.*, 2022). Además, se emplea también en la fabricación de artículos para el hogar, cosméticos y productos farmacéuticos (George *et al.*, 2021). Este copolímero ha sido descrito en muestras de agua superficial y sedimento marino en Hong Kong, procedente de zonas que reciben la escorrentía de núcleos muy poblados con desarrollo de actividades industriales y comerciales (Tsang *et al.*, 2017), y también en fangos de una planta de tratamiento de aguas residuales (Harley-Nyang *et al.*, 2022). No obstante, es un polímero poco común en los estudios de MP en sedimentos costeros: en el Mediterráneo, solo Terzi *et al.* (2022) lo identifican como polímero más abundante (39,14%) en sedimentos del mar Negro. En la presente Tesis Doctoral este copolímero apareció en la estación S2, ubicada en una playa seminatural muy frecuentada.

Entre los copolímeros del PV destacó el copolímero de polietileno y acetato de vinilo (PEVA), que supuso 1,72% del total de PV y que se ha empleado como vehículo para el transporte de medicamentos en el organismo (Kenawy *et al.*, 2002), así como para la fabricación de protectores dentales para la práctica de diferentes deportes (Kuwahara *et al.*, 2017). Se utiliza también como sustituto de PVC para fabricar tuberías y recubrimientos de cables, pero también en productos laminados como cortinas de baño, bolsas, fundas de coche, impermeables y manteles (Meng, 2014). Tal y como señalan Yu *et al.* (2016), China es uno de los principales países productores de este copolímero, por lo que no es de extrañar que sea uno de los países donde más se ha reportado su presencia, tanto en MP de sedimento costero (Yu *et al.*, 2016), como en agua del mar (Li *et al.*, 2021) o en sedimentos del cauce de ríos (Zhang *et al.*, 2020a, Liang *et al.*, 2021). En la costa mediterránea, Missawi *et al.* (2020) lo identificaron en MP aislados en sedimento costero de playas de Túnez, con actividad turística, industrial

y agrícola muy alta. En nuestro estudio apareció en la estación S6, situada en un área intensamente urbanizada, próxima al puerto deportivo y rodeada de áreas agrícolas.

Por último, están los derivados del PE, en este caso representados por un copolímero de injerto de anhídrido maleico (MA) con PE, cuyo porcentaje fue del 1,47% del total de HDPE identificado. El anhídrido maleico es un compuesto químico con un amplio rango de aplicaciones, como intermedio en la producción de resinas, polímeros, barnices y pinturas. (Pérez-Sánchez *et al.*, 2021). En el mar Menor, apareció como copolímero del PE en la estación S6, próxima a un club náutico que dispone de servicio de mantenimiento y reparación de embarcaciones. Los copolímeros de PE también han sido identificados en suelos agrícolas, como principal componente de los MP en forma de film (Zhou *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2021b).

### 5.1.5 Variaciones interanuales

El estudio de las variaciones interanuales para el conjunto de las estaciones de muestreo no mostró diferencias estadísticamente significativas para la concentración media de ML y MP, tal y como se muestra en la Figura 5.14, a pesar de que, en 2018, el 71,96% de la microbasura analizada resultó ser MP, mientras que en 2017 y 2019 estos porcentajes fueron del 32,48% y 40,96%, respectivamente (ML:  $F\text{-test}=2,190$   $p=0,120$ ; MP:  $F\text{-test}=1,798$   $p=0,174$ ).

Tal y como se muestra en la Figura 5.15, en 2017 las formas predominantes fueron los fragmentos, seguido de film, microesférula y, en último lugar, las fibras. Sin embargo, en 2018, aunque los fragmentos siguieron siendo la forma más representada, se observó un menor porcentaje de estos a favor de las fibras, que aumentaron notablemente hasta ser la segunda forma más abundante, seguida de film y

microesférula. Finalmente, en las muestras de 2019, las fibras aparecieron como la forma más abundante, seguida de fragmento, film y microesférula. El análisis estadístico nos indicó que las diferencias interanuales solo resultaron estadísticamente significativas para la forma fibra ( $F\text{-test}=13,880$ ;  $p=0,000$ ); el test de comparaciones múltiples de Fisher (LSD test) confirmó que la concentración media de fibras obtenidas en 2017 ( $0,26 \pm 0,26$  FB/kg s.s.) fue significativamente menor que las obtenidas en 2018 ( $23,016 \pm 5,6$  FB/kg s.s.) ( $p = 0,000$ ) y 2019 ( $27,89 \pm 3,13$  FB/kg s.s.) ( $p = 0,000$ ), aunque no aparecieron diferencias entre 2018 y 2019 ( $p = 0,361$ ).

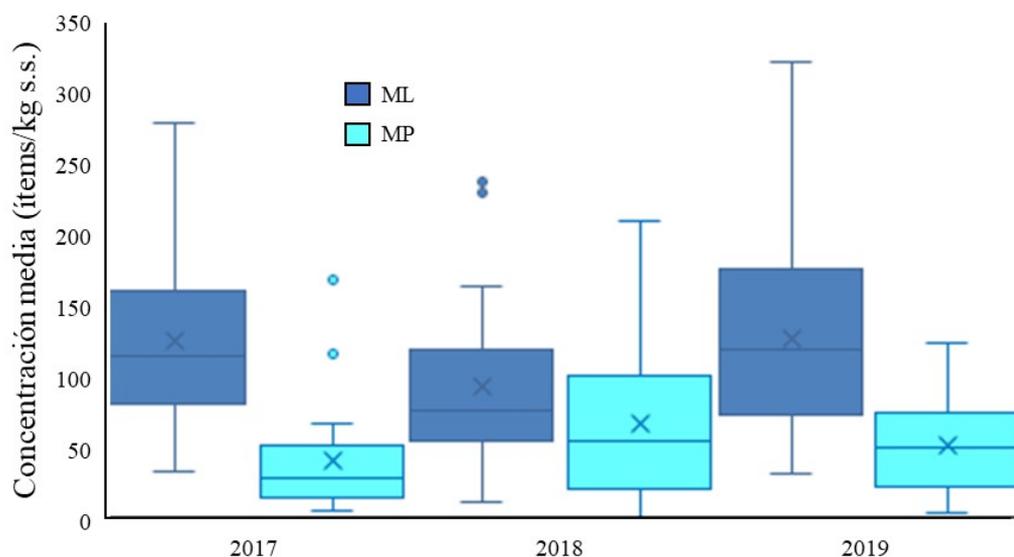


Fig. 5.14. Gráfico de cajas y bigotes de la concentración media de ML y MP por kg de sedimento seco analizado y año de muestreo en sedimentos costeros del mar Menor.

En cuanto al tamaño, los MP recogidos en 2017 presentaron un tamaño medio superior ( $2,38 \pm 0,14$  mm) y estadísticamente significativo ( $F\text{-test} = 24,090$ ;  $p = 0,000$ ) al de 2018 ( $1,48 \pm 0,13$  mm) ( $p = 0,000$ ) y 2019 ( $1,25 \pm 0,07$  mm) ( $p = 0,000$ ), sin que se mostraran diferencias significativas entre 2018 y 2019 ( $p = 0,110$ ). Estos resultados

resultan coherentes, si tenemos en cuenta que, de acuerdo con las formas obtenidas, los MP presentes en el mar Menor son de origen secundario y por tanto formados por la degradación de fragmentos más grandes, por lo que es de esperar que a mayor tiempo de exposición al medio, mayor degradación y menor tamaño. Además, sí que se presentaron diferencias estadísticamente significativas en el tamaño medio de la fibras entre 2018 ( $3,27 \pm 0,35$  mm) y 2019 ( $1,48 \pm 0,09$  mm) ( $F$ -test = 22,670;  $p = 0,000$ ), lo que también podría explicar la disminución del tamaño de los MP.

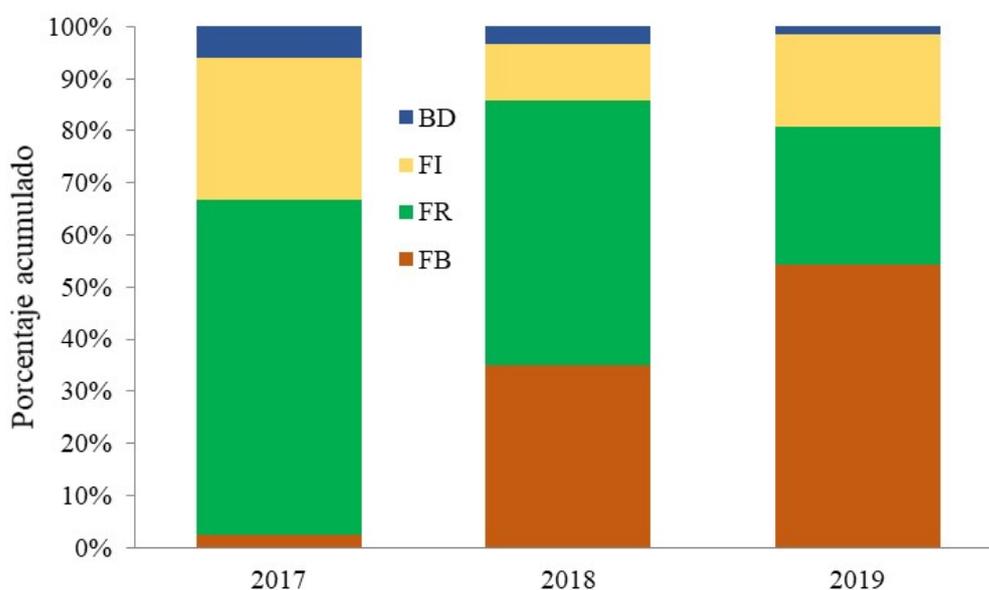


Fig. 5.15. Porcentaje acumulado de formas por kg de sedimento seco analizado y año de muestreo en sedimentos costeros del mar Menor.

El porcentaje de MP con tamaño inferior a 1 mm fue mayor en las muestras de 2018 y 2019, con porcentajes superiores al 50% en ambos casos, que en 2017, donde solo supusieron el 26 % de los MP identificados. Sin embargo, en la distribución por rangos de tamaño, el más abundante en los tres años estudiados resultó el comprendido entre 1 y 2 mm, tal y como se presenta en la Figura 5.16.

En cuanto al color de los MP, se identificaron 12 colores diferentes en 2017 y 2018, y 11 en 2019. Tal y como se indica en la Figura 5.17, en 2017 el porcentaje de colores claros (blanco 19,01% y beige 18,31%), fue similar al porcentaje de colores oscuros (marrón 14,79%; azul 11,97% y negro 11,27%), mientras que para 2018, los MP identificados se presentaron principalmente en colores claros (beige 37,82% y blanco 25,63%), seguidos de lejos por el azul (13,45%) y el naranja (11,34%). Finalmente, en 2019, el mayor porcentaje de MP estuvo representado por colores oscuros (azul 35,20%; marrón 11,65% y rosa 10,36%), seguidos de lejos por el blanco (30,42%). La gran variedad de colores detectados corrobora la diversidad de fuentes de entrada de MP al mar Menor.

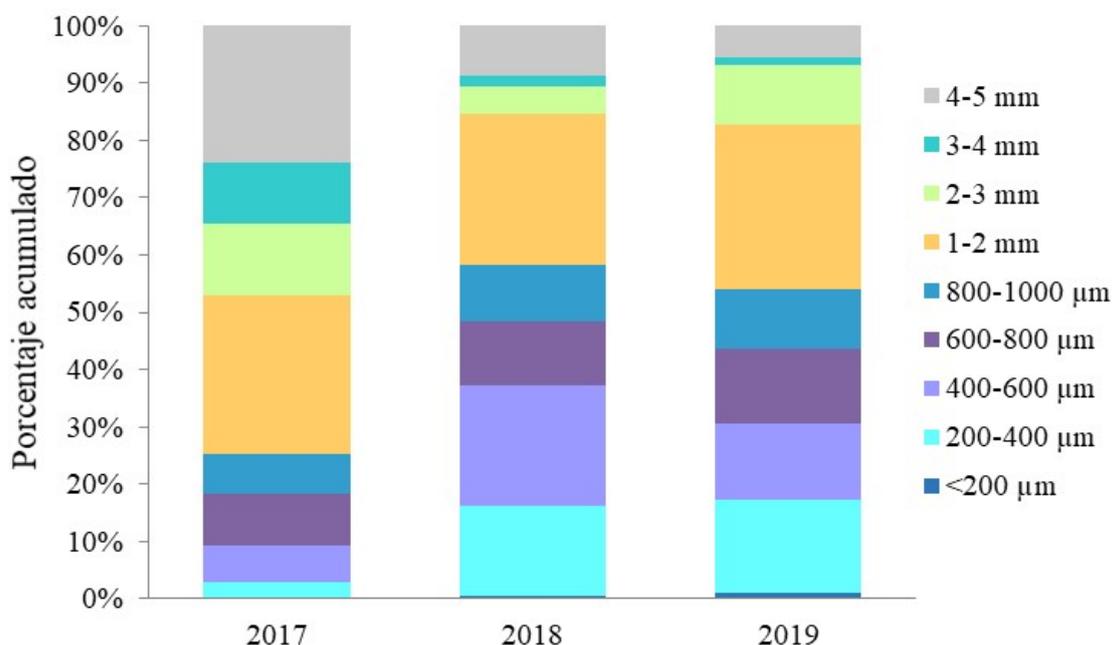


Fig. 5.16. Porcentaje acumulado de MP según rangos de tamaño y año de muestreo en sedimentos costeros del mar Menor.

Referente a la variación de colores, se dice que las zonas afectadas por una intensa actividad humana comúnmente tienen una mayor abundancia de microplásticos coloreados, mientras que los colores más claros son predominantes en zonas menos antropizadas (Zhang *et al.*, 2018). En las muestras estudiadas de sedimento costero del mar Menor, la concentración de MP de color blanco en playas naturales y seminaturales ( $12,57 \pm 3,89$  items/kg s.s.) fue superior a la obtenida en playas urbanas ( $4,09 \pm 0,86$  items/kg s.s.) ( $F$ -test = 6,527;  $p$  = 0,015) y, por el contrario, la concentración media de MP coloreados fue superior en playas urbanas ( $9,39 \pm 1,62$  items/kg s.s.) respecto a playas naturales y seminaturales ( $8,02 \pm 2,14$  items/kg s.s.), aunque en este último caso sin diferencias estadísticamente significativas ( $F$ -test = 0,258;  $p$  = 0,615).

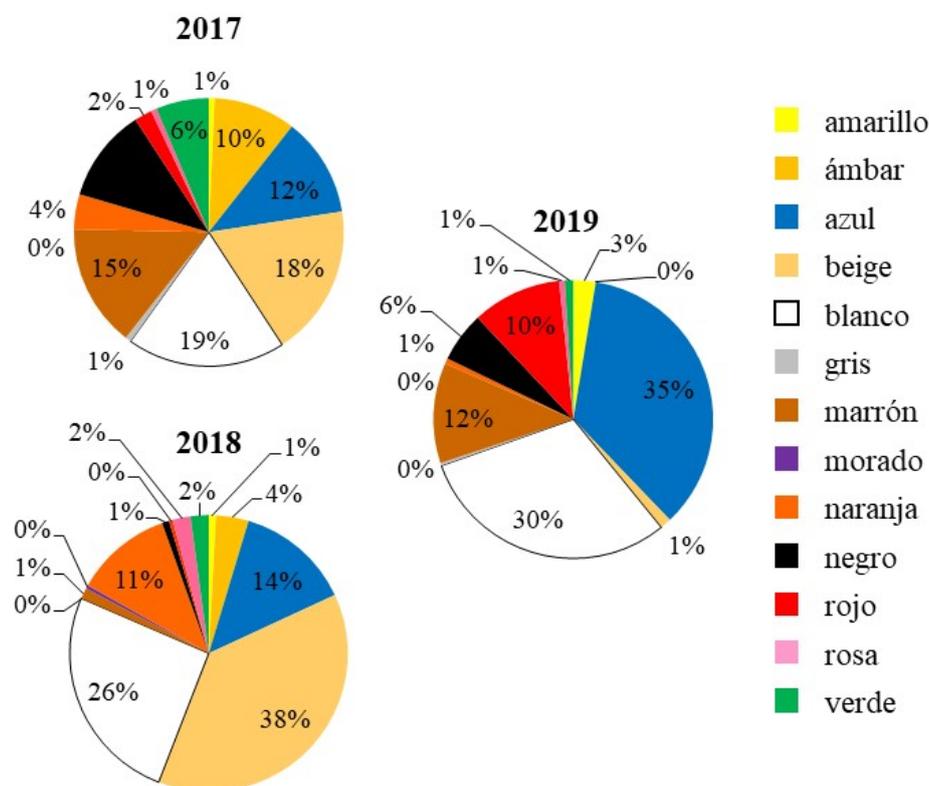


Fig. 5.17. Distribución de colores según año para los MP aislados en sedimentos costeros del mar Menor.

En relación con los grupos de polímeros identificados (Tabla 5.7), solamente la la concentración media de polímeros de PV mostró diferencias interanuales estadísticamente significativas (PV:  $F\text{-test} = 4,430$ ;  $p = 0,015$ ), siendo la concentración media en 2017, superior a la obtenida en 2018 ( $p = 0,008$ ) y 2019 ( $p = 0,014$ ), sin que existan diferencias estadísticamente significativas entre 2018 y 2019 ( $p = 0,681$ ). Cabe destacar que, en 2017, solo 3 grupos de polímeros supusieron un 81% de MP identificados (LDPE: 35,07%; PV: 30,28% y HDPE: 15,67%), similar a lo ocurrido en 2018, donde un 82,93% de MP se correspondieron con LDPE (54,64%), PP (15,48%) y HDPE (12,81%). Sin embargo, en 2019 hicieron falta 5 grupos de polímeros diferentes para representar más del 80% de MP identificados (LDPE: 36,10%; HDPE: 17,73%; ACRIL: 16,16%; PV: 8,68% y PP: 5,17%).

La distribución porcentual de los grupos de polímeros identificada en el año 2019 podría indicar un aumento de las fuentes de origen, teniendo en cuenta el drenaje recibido en el mar Menor tras el episodio de lluvia torrencial ocurrido en septiembre de ese año, que pudo arrastrar una mayor concentración de MP.

### **5.1.6 Variaciones por efecto de la DANA**

En septiembre de 2019, tuvo lugar en nuestra región una DANA (Depresión Atmosférica aislada en Niveles Altos), con intensas lluvias que provocaron graves inundaciones en el entorno del mar Menor, induciendo al arrastre de sedimentos y materiales hacia la laguna (Senent-Aparicio *et al.*, 2021). Con objeto de estudiar la influencia de este episodio atmosférico en las concentraciones, tipos y tamaños de los microplásticos, se tomaron nuevas muestras en las estaciones S1, S2, S4, S5, S6, S10 y S11.

Tabla 5.7. Concentración (media  $\pm$  error estándar) de cada grupo de polímeros identificados por año de muestreo (ítems/kg s.s.) y su ANOVA.

Polímero	Año de muestreo			ANOVA
	2017	2018	2019	
ACRIL	0,36 $\pm$ 0,36	0,00 $\pm$ 0,00	3,83 $\pm$ 1,67	$F = 3,105; p = 0,051$
BIOPOL	0,00 $\pm$ 0,00	0,83 $\pm$ 1,88	0,00 $\pm$ 0,00	$F = 1,148; p = 0,324$
CAUCHO	0,00 $\pm$ 0,00	0,23 $\pm$ 0,23	0,00 $\pm$ 0,00	$F = 0,846; p = 0,434$
HDPE	6,34 $\pm$ 2,49	5,66 $\pm$ 1,21	4,20 $\pm$ 1,46	$F = 0,410; p = 0,665$
LDPE	14,16 $\pm$ 6,08	24,14 $\pm$ 6,31	8,55 $\pm$ 1,89	$F = 2,891; p = 0,062$
MUF	0,45 $\pm$ 0,30	0,00 $\pm$ 0,00	0,24 $\pm$ 0,24	$F = 0,846; p = 0,434$
NYL	0,00 $\pm$ 0,00	2,28 $\pm$ 1,65	0,16 $\pm$ 0,16	$F = 1,891; p = 0,159$
PEP	0,52 $\pm$ 0,35	0,22 $\pm$ 0,21	0,44 $\pm$ 0,33	$F = 1,212; p = 0,304$
PEST	1,35 $\pm$ 0,79	0,68 $\pm$ 0,48	0,91 $\pm$ 0,51	$F = 0,281; p = 0,756$
PET	0,00 $\pm$ 0,00	0,00 $\pm$ 0,00	0,35 $\pm$ 0,24	$F = 1,417; p = 0,250$
PMP	0,00 $\pm$ 0,00	0,23 $\pm$ 0,23	0,00 $\pm$ 0,00	$F = 1,198; p = 0,324$
PC	0,00 $\pm$ 0,00	1,46 $\pm$ 1,03	0,00 $\pm$ 0,00	$F = 2,190; p = 0,120$
POLISIL	0,23 $\pm$ 0,22	0,00 $\pm$ 0,00	0,00 $\pm$ 0,00	$F = 1,329; p = 0,272$
PP	1,52 $\pm$ 0,73	6,84 $\pm$ 3,18	1,22 $\pm$ 0,65	$F = 2,924; p = 0,060$
PS	2,28 $\pm$ 1,15	1,17 $\pm$ 0,71	1,09 $\pm$ 0,36	$F = 0,748; p = 0,477$
PV	12,26 $\pm$ 5,66	0,44 $\pm$ 0,30	2,06 $\pm$ 0,96	$F = 4,430; p = 0,015$
TEFLON	0,00 $\pm$ 0,00	0,00 $\pm$ 0,00	0,63 $\pm$ 0,30	$F = 2,913; p = 0,061$
TENAX	0,24 $\pm$ 0,23	0,00 $\pm$ 0,00	0,00 $\pm$ 0,00	$F = 1,329; p = 0,272$

En conjunto, en 2019 se trabajó con un total de 21 muestras, 14 tomadas antes de la DANA. y que sumaron 3.176,67 g de s.s., y 7 muestras después de la DANA, con un peso total de 1.528,36 g de s.s., sin que existieran diferencias estadísticamente significativas entre ambas cantidades ( $p = 0,607$ ). Se identificaron y aislaron 532 ML, de las cuales 226 (42,48%) resultaron ser MP. La concentración media de ML y MP por kg de sedimento seco de las muestras tomadas después de la DANA fue más alta que la obtenida ese mismo año antes del episodio de lluvias de septiembre, tal y como se muestra en la Figura 5.18, con incrementos para el caso de los MP de más de un 8%, aunque estas diferencias no resultaron estadísticamente significativas (ML:  $F$ -test = 0,211;  $p = 0,651$ ; MP:  $F$ -test = 0,742;  $p = 0,400$ ).

El aumento en la concentración de MP tras episodios de lluvia, aunque en muchos casos sin significación estadística, ha sido descrito por diferentes autores. Así, Dris *et al.* (2016) no hallaron correlación significativa entre el flujo de deposición de MP de la atmósfera de París y los valores de lluvia acumulada, similar a lo descrito por Huang *et al.* (2021) para el entorno urbano de la megaciudad de Guangzhou (China). Gündoğdu *et al.* (2018) indicaron, para la costa levantina de Turquía, un incremento en la concentración media de 539.189 MP/km<sup>2</sup> a 7.699.716 MP/km<sup>2</sup> después de las lluvias de diciembre de 2016 y enero de 2017, y Hurley *et al.* (2018b) evidenciaron que en las cuencas fluviales se produce una reducción en la concentración de MP tras las inundaciones, aumentando el número y la variedad de polímeros en las zonas de recepción.

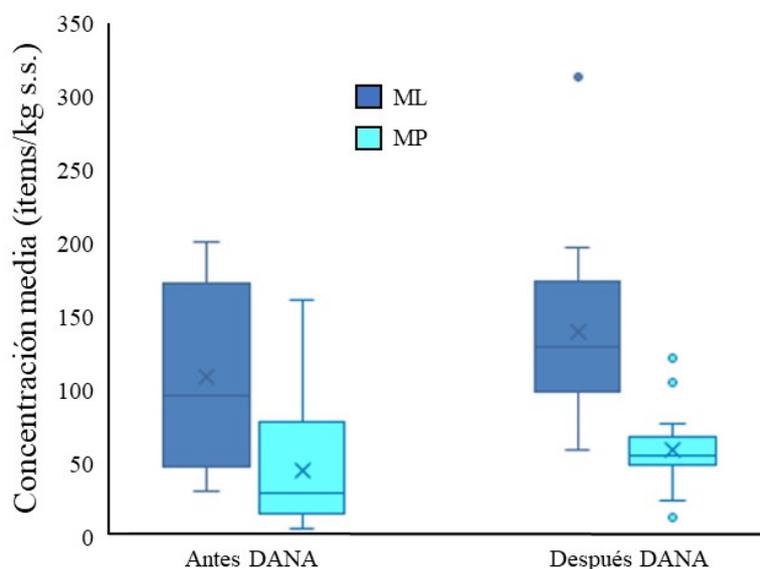


Fig. 5.18. Gráfico de cajas y bigotes de la concentración media de ML y MP por kg de sedimento seco analizado para el año 2019, antes y después de la DANA, en sedimentos costeros del mar Menor.

Por su parte, Hitchcock *et al.* (2020) destacan, tras dos días de fuertes lluvias en octubre de 2019 en el estuario del río Cooks (Australia), un aumento en la concentración de MP, que pasó de 400 a 17.383 partículas por metro cúbico, sin que se mostrasen variaciones importantes en la distribución de los tamaños. Boni *et al.* (2022), en estudios de MP en emisarios de aguas pluviales, identificaron que los días sin lluvia no eran estadísticamente diferentes a los de días lluviosos. En cualquier caso, para nuestro estudio, la ausencia de significación puede deberse al corto período de tiempo considerado.

Respecto a las formas de los MP, antes del episodio de lluvias aparecieron mayoritariamente fibras (51,25%), seguidas de fragmentos (41,19%) y films (7,56%). Tras la DANA, las frecuencias de fibras y films aumentaron un 14,54% y un 12,28%, respectivamente, mientras que la proporción de fragmentos disminuyó un 27,29%, y se identificaron MP bajo la forma de microesférula (1,68%), aunque sin diferencias estadísticamente significativas para ninguna de las formas (FB:  $F\text{-test} = 4,217$ ,  $p = 0,054$ ; FR:  $F\text{-test} = 0,734$ ,  $p = 0,402$ ; FI:  $F\text{-test} = 3,631$ ,  $p = 0,071$ ; BD:  $F\text{-test} = 2,111$ ,  $p = 0,163$ ). Los aportes debidos a las escorrentías podrían ser los responsables del aumento de las forma fibra y film, que podrían permanecer enterradas o semienterradas en las zonas de cultivo cercanas y liberarse durante las lluvias (Veerasingam *et al.*, 2016a; Piñon-Colin *et al.*, 2018; Ding *et al.*, 2020). Tampoco resultaron significativas las diferencias encontradas en el tamaño medio de los MP, aunque este fue ligeramente superior en las muestras tomadas antes ( $1,39 \pm 0,11$  mm) que después de la DANA ( $1,27 \pm 0,10$  mm) ( $F\text{-test} = 0,488$ ;  $p = 0,486$ ). En cuanto a los colores, la diferencia más importante fue en el color marrón que disminuyó un 18%, aunque nunca de forma estadísticamente significativa.

Además, después del episodio de lluvias, disminuyó el número de grupos de polímeros identificados, pasando de 9 en las muestras anteriores a la DANA, que en orden decreciente de concentración fueron: LDPE > HDPE > PV > PP > PEST > PEP > PET > TEFLON > PS, a 7 familias: ACRIL > LDPE > PS > HDPE > PP > MUF > NYL. De los polímeros comunes presentes en los MP aislados en las muestras de sedimentos antes y después de las lluvias, solo se produjo un aumento de concentración significativa para PS ( $F\text{-test} = 5,290$ ;  $p = 0,033$ ) y ACRIL ( $F\text{-test} = 5,875$ ;  $p = 0,022$ ). Da Silva *et al.* (2021) también informaron de un descenso en el número de polímeros en las muestras de sedimentos costeros de Río de Janeiro tomadas durante la estación húmeda.

## **5.2 Caracterización de microplásticos en el sistema digestivo de doradas (*Sparus aurata*) del mar Menor**

### **5.2.1 Abundancia de microplásticos**

Para esta parte del estudio, se han aislado y analizado un total de 692 ML, procedentes del tracto gastrointestinal (estómago e intestino) de 17 doradas salvajes del mar Menor, con una talla comprendida entre los 22,5 cm y 42 cm, y un peso de entre 208,5 g y 801 g, siendo la talla y peso medio de  $32,24 \pm 1,06$  cm y  $482,04 \pm 38,37$  g, respectivamente. El peso medio del tracto gastrointestinal fue de  $2,15 \pm 0,22$  g para el estómago, y  $9,63 \pm 1,50$  g para el intestino. La concentración media de ML fue de  $50,47 \pm 6,73$  ML/kg de pescado analizado, siendo el valor mínimo de 1,25 ML/kg y el máximo de 148,69 ML/kg. El análisis por kilogramo de órgano analizado reveló concentraciones medias de ML mucho mas altas para las muestras de estómago ( $10.495,11 \pm 6.572,53$  ML/kg

de estómago) que para las de intestino ( $3.542,52 \pm 1.019,24$  ML/kg), siendo estas diferencias estadísticamente significativas ( $F\text{-test} = 13,503$ ;  $p = 0,001$ ).

El análisis en FTIR de las 692 ML aisladas confirmó que 279 (40,32%) resultaron ser MP, encontrándose una correlación positiva y estadísticamente significativa entre la concentración de ML y MP para cada individuo ( $r = 0,763$ ,  $p = 0,000$ ). Los porcentajes de MP en doradas del mar Menor son similares a los obtenidos por Digka *et al.* (2018), en *Sardina pilchardus* (47,2%), *Pagellus erythrinus* (42,1%), y *Mullus barbatus* (32,0%), todos ellos procedentes de aguas griegas. La Figura 5.19 muestra la concentración media de ML, MP, FB y MPP en estómago e intestino de las doradas del mar Menor analizadas.

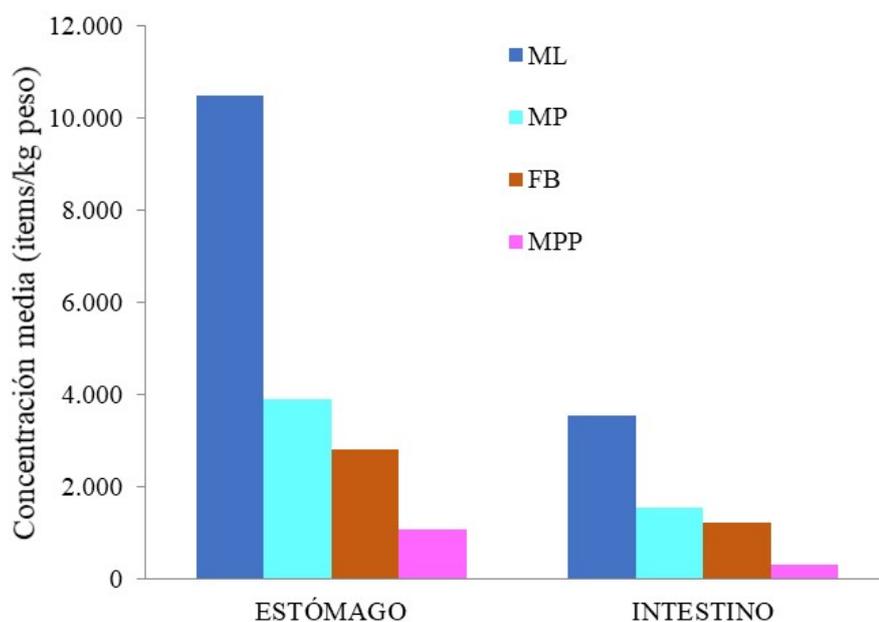


Fig. 5.19. Concentración media de microbasura (ML), microplásticos (MP), fibras (FB) y partículas microplásticas (MPP) en estómago e intestino de *Sparus aurata*.

El 100% de las muestras analizadas presentó MP en el tracto gastrointestinal, 16 de los 17 individuos presentaron MP en estómago e intestino, y 1 individuo presentó

MP solamente en el estómago. Este porcentaje de MP en *S.aurata* del mar Menor resultó ser más alta que la obtenida por Güven *et al.* (2017) para esta misma especie en aguas territoriales turcas del Mediterráneo, donde el 44% de los individuos analizados presentó MP. Respecto a otras especies comerciales también del Mediterráneo; *Boops boops*, perteneciente a la familia Sparidae, presentó MP en el 67,70% de los individuos analizados, capturados en Islas Baleares (Nadal *et al.*, 2016); Garcia-Garin *et al.* (2019) encontraron un porcentaje de MP del 46% en individuos procedentes de la costa catalana; Sbrana *et al.* (2020) reportaron MP en el 56% de las muestras de pescados del Mediterráneo occidental analizadas; Capillo *et al.*, (2020) indicaron frecuencias del 14,3% de MP en especies demersales y pelágicas, como *Mullus barbatus*, en el Mediterráneo central; del 24% y 25% de MP en muestras del mar Negro (Aytan *et al.*, 2021; Atamanalp *et al.*, 2021) y del 60% de MP en el noreste del mar Mediterráneo y mar de Mármara (Gündoğdu *et al.*, 2020). Para especies como *Sardina pilchardus* y *Engraulis encrasicolus*, Compa *et al.* (2018) obtuvieron frecuencias de 14,28% y 15,24% de MP, respectivamente, inferiores al 58% y 60% reportadas por Penino *et al.* (2020) en el Mediterráneo noroccidental para esas mismas especies.

La concentración media de MP por kilogramo de dorada del mar Menor fue de  $20,11 \pm 2,94$  MP/kg, valores dentro del rango obtenido por Wang *et al.* (2021) en otras especies demersales y carnívoras procedentes del del mar de Bohai, como *Sebastes schlegelii* ( $41 \pm 47$  MP/kg), *Eupleurogrammus muticus* ( $31 \pm 18$  MP/kg), *Paralichthys olivaceus* ( $10 \pm 35$  MP/kg), o *Saurida elongata* ( $66 \pm 35$  MP/kg), pero superior a la indicada también por estos autores para especies pelágicas y carnívoras como *Scomberomorus niphonius* ( $10 \pm 11$  MP/kg), *Seriola aureovittata* ( $7 \pm 6$  MP/kg).

El número medio de MP en el tracto gastrointestinal de las doradas del mar Menor analizadas varió entre 1 y 34 partículas, resultado idéntico al obtenido en

condiciones de laboratorio por Jovanović *et al.* (2018) también en individuos de *S. aurata*, tras exponerlos durante 45 días a diversos tipos de MP. Los resultados por órgano indican, para los ejemplares analizados, que la media de MP en estómago ( $7,88 \pm 1,77$  MP) fue inferior a la obtenida en intestino ( $8,53 \pm 2,19$  MP) aunque sin diferencias estadísticamente significativas ( $F\text{-test} = 3,133$ ;  $p = 0,053$ ). La abundancia media de MP por individuo analizado en los ejemplares de *S. aurata* del mar Menor fue de 16,41 MP, superior a la de 2,0 MP por individuo indicada por Güven *et al.* (2017) en 48 ejemplares de dorada de la costa mediterránea turca, y los 7,3 MP por individuo de *S. aurata* procedentes del mar Adriático (Anastasopoulou *et al.*, 2018). Nuestros resultados, también son superiores a los obtenidos en otras especies del Mediterráneo; así, Nadal *et al.* (2016) y Ríos-Fuster *et al.* (2019) informaron respectivamente de abundancias de 3,75 y 0,33 MP por individuo para la especie *Boops boops* (familia Sparidae) en los individuos capturados en Baleares; mientras que de acuerdo con Garcia-Garin *et al.* (2019), los individuos capturados en la costa catalana con grado de antropización alto e intermedio presentaron valores medios de 2,59 y 1,42 MP por individuo, respectivamente. En especies demersales, como *Mullus surmuletus* y *Mullus barbatus*, el valor medio se sitúa en 0,42 MP por individuo en *M. surmuletus* (Alomar *et al.*, 2017) y de 1,9 (Bellas *et al.*, 2016) y 1,48 (Rodríguez-Romeu *et al.*, 2020) MP por individuo de *M. barbatus*. En especies pelágicas como *Sardina pilchardus* y *Engraulis encrasicolus*, los valores medios reportados son de 0,21 y 0,18 MP por individuo, respectivamente (Compa *et al.*, 2018), o de 0,14–0,44 y 0,0–0,07 MP por individuo, respectivamente (Ríos-Fuster *et al.*, 2019), y de 1,0–2,0 MP por individuo para ambas especies, según Penino *et al.* (2020). No obstante, la concentración media obtenida en esta Tesis Doctoral para *S. aurata*, resulta similar a los 19,7 MP por individuo indicados por Pazos *et al.* (2017) para 11 especies procedentes de un estuario

de la costa argentina. Como ya hemos mencionado en varias ocasiones, la falta de métodos estandarizados de tratamiento de estas muestras (digestión con KOH, tratamiento con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, destrucción con ácido), así como la forma de expresar los datos, dificulta el análisis y discusión de los resultados obtenidos (Vandermeersch *et al.*, 2015). Según Rios-Fuster *et al.* (2019), la menor tasa de renovación del mar Mediterráneo, mar semicerrado, respecto a la tasa de renovación de mares abiertos, podría afectar a la diferencia en la abundancia de estos microcontaminantes; de la misma forma, este razonamiento es aplicable al mar Menor, lo que justificaría las concentraciones obtenidas en nuestros ejemplares respecto al resto de especies y regiones, incluso en el mar Mediterráneo.

La concentración media de MP obtenida por kilogramo de órgano analizado resultó ser superior en estómago ( $3.912,06 \pm 791,24$  MP/kg) que en intestino ( $1.562,17 \pm 402,04$  MP/kg), siendo estas diferencias estadísticamente significativas ( $F$ -test = 7,010;  $p = 0,012$ ), con un incremento también estadísticamente significativo del ratio medio FB:MP desde el estómago ( $0,63 \pm 0,08$ ) al intestino ( $0,85 \pm 0,06$ ) ( $F$ -test = 4,551;  $p = 0,041$ ). Por tanto, aunque la concentración de MP sea estadísticamente inferior en intestino que en estómago, la proporción de FB respecto del total de MP es superior, lo que indica una selección en el paso de estas formas en detrimento de las otras formas de MP particuladas. Huang *et al.* (2020) también han descrito un mayor porcentaje de FB en intestino (47%) que en estómago (30%) para peces que viven en humedales de manglares de China.

Además, los individuos capturados en primavera presentaron unos valores medios de talla ( $37,58 \pm 1,32$  cm) y peso ( $658,17 \pm 50,27$  g) estadísticamente mayores que para el resto de campañas de muestreo (talla:  $F$ -test = 30,022;  $p = 0,000$ ; peso:  $F$ -test = 25,052;  $p = 0,000$ ), y las concentraciones medias de ML ( $13,53 \pm 3,49$  ML/kg) y

MP ( $4,57 \pm 0,84$  MP/kg) fueron más bajas con diferencias estadísticamente significativas (ML:  $F\text{-test} = 15,511$ ;  $p = 0,000$ ; MP:  $F\text{-test} = 13,317$ ,  $p = 0,000$ ).

En cuanto a las formas, los resultados por estación mostraron diferencias estadísticamente significativas para FB ( $F\text{-test} = 8,465$ ;  $p = 0,001$ ) y MPP ( $F\text{-test} = 4,513$ ;  $p = 0,019$ ), obteniéndose en las muestras de verano los valores medios más altos de MPP ( $9,40 \pm 3,10$  MPP/kg) y durante el período de otoño-invierno la FB ( $22,67 \pm 4,86$  FB/kg). Estas diferencias podrían relacionarse con la estacionalidad de las actividades humanas y la intensidad del uso de la laguna según la época del año; por ejemplo, la pesca profesional y recreativa, considerada una de las principales fuentes de fibras, se realiza en la laguna durante todo el año, mientras que el incremento de población y uso turístico y recreativo de las playas del mar Menor ocurre, fundamentalmente, en la época estival, lo que justificaría el mayor contenido de MPP. Otros estudios también han informado de una relación positiva y estadísticamente significativa entre los MP presentes en el tracto gastrointestinal y el grado de antropización del medio (Tsangaris *et al.*, 2020; Martín-Lara *et al.*, 2021). De nuevo, como ocurría con los sedimentos de playas del mar Menor, la mayor parte de los MP analizados en doradas se corresponden con MP secundarios.

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas (*Pearson's r*:  $p > 0,050$ ) entre el número de ML y MP presentes en los individuos de *S. aurata* analizados y los parámetros biológicos: peso total, peso estómago, peso intestino, longitud y factor de Fulton ( $K$ ), resultados similares a los ya descritos para misma especie en ensayos de laboratorio (Alomar *et al.*, 2021) así como para otras especies del Mediterráneo como: *Sardina pilchardus*, *Pagellus erythrinus*, *Mullus barbatus*, *Merluccius merluccius*, *Boops boops* (Digka *et al.*, 2018; Giani, *et al.*, 2019; Rios-Fuster *et al.*, 2019; Tsangaris *et al.*, 2020).

### 5.2.2 Concentraciones según forma, tamaño y color

Tal y como se muestra en la Figura 5.20, aparecieron las cuatro formas habituales de MP tanto en estómago como en intestino. La fibra fue, con diferencia, la forma más abundante (71,68%;  $15,04 \pm 2,44$  FB/kg), seguida del fragmento (21,15%;  $3,50 \pm 1,02$  FR/kg), el film (6,81%;  $1,52 \pm 0,50$  FI/kg) y la microesférula (0,36%;  $0,04 \pm 0,04$  BD/kg), aunque, tal y como ya se ha indicado con anterioridad, el sedimento costero de las playa del mar Menor está principalmente contaminado con fragmentos, con una mayor concentración media en playas naturales y seminaturales que en urbanas.

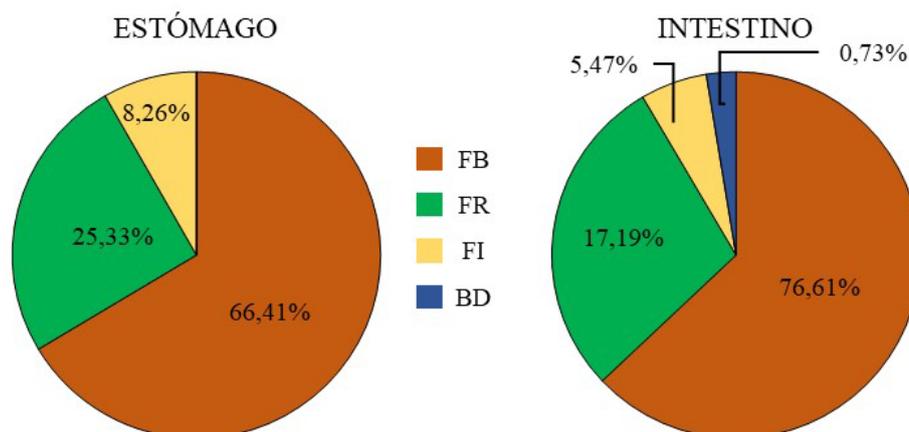


Fig. 5.20. Porcentaje de formas presentes en estómago e intestino de doradas del mar Menor (FB: fibra; FR: fragmento, FI: film; BD: microesférula).

La rotura y pérdida de aparejos de pesca, redes, sedales y cuerdas, junto con la falta de sensibilización ambiental ante la gestión de este tipo de residuos, hace que muchos de ellos queden abandonadas en la laguna costera, donde siguen rompiéndose y degradándose pudiendo entrar en la cadena alimentaria. De hecho, la forma fibra ha sido identificada en elevado porcentaje en otras especies demersales de la costa

mediterránea: 71% (Bellas *et al.*, 2016); 70% (Güven *et al.*, 2017); 100% (Mancuso *et al.*, 2019); 53,57–66,46% (Abidli *et al.*, 2021) ó 95% (Kiliç y Yücel, 2022); así como en ejemplares de *S. aurata* procedentes de cultivo en jaulas en alta mar, donde el 100% de las formas identificadas fueron fibras (Savoca *et al.*, 2021). El predominio de las fibras podría deberse por un lado a su mayor presencia en el mar, ya que, de acuerdo a Welden y Cowie (2017), en ambientes bentónicos las artes de pesca liberan unas 3.968 toneladas de fibras al mes y, por otro lado, a la mayor facilidad de degradación de las fibras (Koongolla *et al.*, 2020). Además, según Mizraji *et al.* (2017), las especies de peces herbívoros y carnívoros ingieren menor cantidad de fibras que los omnívoros.

El tamaño de los MP del tracto gastrointestinal de las doradas analizadas varió entre un mínimo de 91  $\mu\text{m}$  y un máximo de 5 mm, ambos obtenidos en la forma fibra, siendo el tamaño medio de  $0,83 \pm 0,04$  mm, menor al tamaño medio obtenido en sedimento costero de playas del mar Menor ( $1,56 \pm 0,06$  mm) y al publicado por Savoca *et al.* (2021) en ejemplares alevines y adultos de *S. aurata* procedentes de granjas cultivo situadas en la costa de Italia y Croacia ( $1,84 \pm 1,29$  mm y  $1,96 \pm 1,72$  mm, respectivamente). Sin embargo, este tamaño medio resultó superior al publicado para otras especies del Mediterráneo, como en *Mullus barbatus* y *Merluccius merluccius* procedentes del Norte del mar Tirreno, mar Adriático y mar Jónico (0,10 mm) (Giani *et al.*, 2019), o en *Mullus barbatus* capturados en la costa catalana (0,32 mm) (Rodríguez-Romeu *et al.*, 2020).

El tamaño medio de MP obtenidos en las muestras de estómago ( $0,84 \pm 0,06$  mm) e intestino ( $0,83 \pm 0,06$  mm) fue prácticamente idéntico ( $F\text{-test} = 0,004$ ;  $p = 0,936$ ); sin embargo, el rango de tamaño más común en las muestras de estómago fue el comprendido entre 200–400  $\mu\text{m}$  (31,34%) mientras que en intestino fue de 1–2 mm (26,21%), siendo el 68,10% del total de MP aislados en el tracto gastrointestinal de

*S. aurata* de tamaño menor de 1mm (Figura 5.21); este rango es inferior al obtenido para otras especies en distintas zonas del Mediterráneo (Rodríguez-Romeu *et al.*, 2020; Kiliç y Yücel, 2022).

Estas diferencias pueden estar relacionadas con una selectividad en el tamaño de partícula ingerida por cada especie (Abidli *et al.*, 2021), así como por procesos biológicos relacionados con la manera de masticar o digerir el alimento, que puede también modificar el tamaño del MP encontrado (Cau *et al.*, 2019). No obstante, el tratamiento realizado a las muestras con KOH para la eliminación de la materia orgánica, podría también afectar estos resultados, tal y como sugieren Filgueiras *et al.* (2020), que en los estudios donde se realiza digestión de la materia orgánica predomina un tamaño medio de MP inferior a 1mm y en ausencia de este proceso la media se sitúa entre 1–2mm. De nuevo, no se dieron correlaciones entre el tamaño de los MP y las características biológicas de las doradas muestreadas: longitud, peso total, peso estómago, peso intestino y factor de Fulton (*K*) (*Pearson's r*:  $p > 0,050$ ).

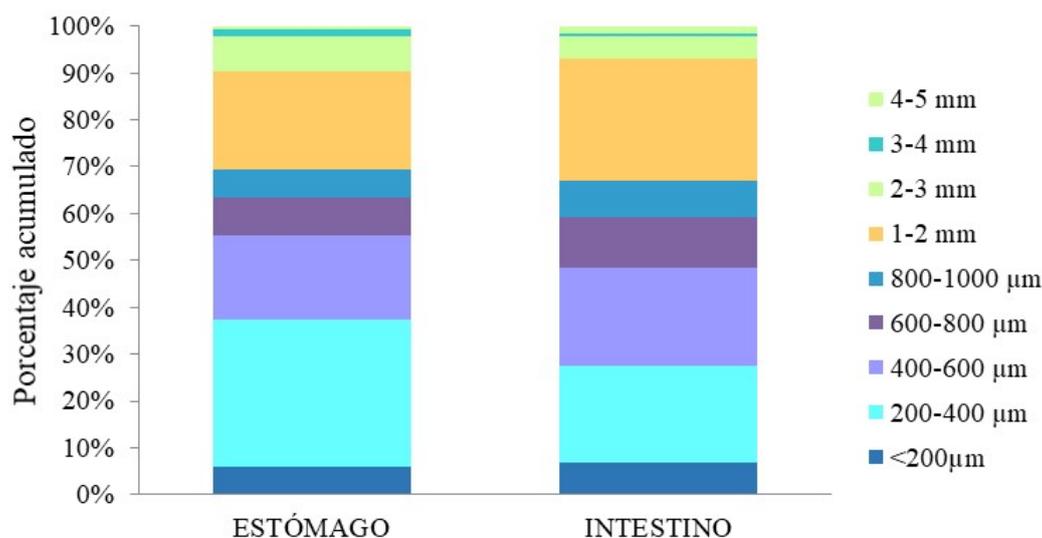


Fig. 5.21. Porcentaje acumulado de MP analizado según rango de tamaño en estómago e intestino de doradas del mar Menor.

Según distintos autores (Wright *et al.*, 2013a; Botterell *et al.*, 2019; Alvarez-Zeferino *et al.*, 2020), cada especie marina podría consumir de manera preferente MP de determinados colores, por tanto es importante aportar información acerca del color, para comprender así posibles implicaciones ecológicas (Hitchcock, 2020). En las doradas analizadas, se identificaron un total de 8 tipos de colores distintos de MP, tal y como se presenta en la Figura 5.22, siendo el blanco el más frecuente (63,08%), tanto en estómago (67,15%) como en intestino (59,34%), seguido del azul (23,30%), rojo (5,38%), negro (3,23%) y marrón (2,87%), distribuyéndose el resto entre el amarillo, el verde y el rosa, estos dos últimos solamente en muestras de intestino.

Los colores blanco y azul también fueron los más abundantes en los MP presentes en las muestras de sedimento costero de playas del mar Menor analizadas en la presente Tesis Doctoral. No obstante, nuestros resultados para *S. aurata* difieren de los obtenidos para otras especies procedentes del Mediterráneo y otros mares cerrados (Bottari *et al.*, 2019; Tsangaris *et al.*, 2020; Atamanalp *et al.*, 2021; Aytan *et al.*, 2021), así como fuera del Mediterráneo (Herrera *et al.*, 2019; Baalkhuyur, *et al.*, 2020; Ghosh *et al.*, 2021) donde predominan los colores negro, azul y verde.

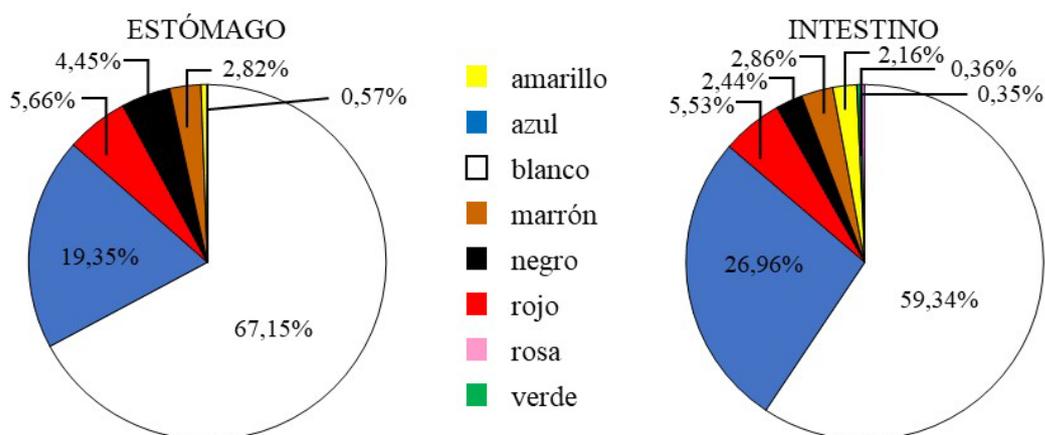


Fig. 5.22. Distribución de colores para MP aislados en estómago e intestino de doradas del mar Menor.

Existen pruebas de la confusión visual, por parte de depredadores, entre el color de sus presas y el de los MP (Carson, 2013; Carlos de Sa *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2020b). Wang *et al.* (2020b) sugieren que, dado que la mayoría de las especies de plancton y algas son transparentes y de color blanco, los peces podrían elegir MP de estas características. Así hemos observado especialmente para individuos juveniles de *S. aurata* analizados en el mar Menor (Figura 5.23), posiblemente debido a una apariencia similar con los camarones y langostinos transparentes. Además, la variada dieta de *S. aurata* (Oudjane *et al.*, 2017), junto con su predilección por las presas vivas (Fernández-Díaz *et al.*, 1994), nos lleva a pensar que la presencia de MP podría producirse también de manera indirecta, al ingerir presas que los contienen.

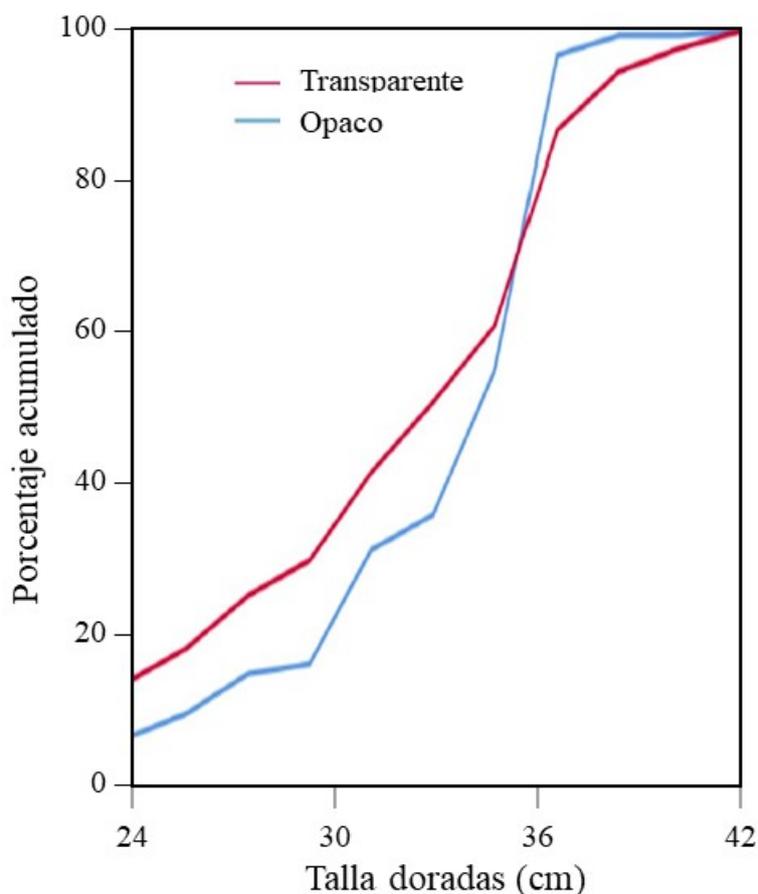


Fig. 5.23. Porcentaje acumulado de MP transparentes y opacos aislados en estómago e intestino de doradas del mar Menor según la talla.

### 5.2.3 Identificación de polímeros

En el tracto gastrointestinal de los individuos de *S. aurata* capturados en el mar Menor, se han identificado 9 tipos de polímeros, tal y como se recoge en la Tabla 5.8. Sin embargo, el análisis de los resultados por órgano mostró la presencia de solo 4 tipos de polímeros en intestino: LDPE (36,05%), HDPE (30,77%), PEP (20,37%) y PV (12,82%), y 9 en estómago: LDPE (34,55%), HDPE (27,40%), PV (11,80%), PEP (11,44%), PEST (3,46%), ACRIL (5,47%), PU (3,25%), PS (1,31%), TEFLON (1,31%). Tal y como ocurrió en las muestras de sedimento costero de playas del mar Menor, los polímeros LDPE, HDPE, fueron los más abundantes muestras de estómago e intestino. El Anexo IV.B muestra fotografías de algunos ejemplos de polímeros identificados en muestras de *S. aurata*.

*Tabla 5.8. Concentración (media  $\pm$  error estándar) de cada grupo de polímero identificado por individuo, estómago e intestino de doradas del mar Menor (ítems/kg).*

Polímeros	Concentración (media $\pm$ SE)		
	Individuo	Estómago	Intestino
LDPE	3,87 $\pm$ 1,67	379,48 $\pm$ 184,51	116,70 $\pm$ 66,08
HDPE	2,84 $\pm$ 1,05	300,95 $\pm$ 93,12	99,60 $\pm$ 63,08
PEP	1,49 $\pm$ 0,81	125,69 $\pm$ 69,61	65,93 $\pm$ 46,98
PV	1,25 $\pm$ 0,64	129,60 $\pm$ 72,61	41,49 $\pm$ 23,90
ACRIL	0,26 $\pm$ 0,25	60,02 $\pm$ 58,23	-
PUR	0,20	36,65 $\pm$ 34,59	-
PEST	0,15 $\pm$ 0,10	38,04 $\pm$ 26,09	-
PS	0,08	14,42 $\pm$ 13,99	-
TEFLON	0,08	14,42 $\pm$ 13,99	-

Nuestros resultados difieren de los obtenidos para otras especies pelágicas y demersales del Mediterráneo, por ejemplo, el PP fue el polímero más abundante representando el 31,25% de los MP presentes en encontradas en especies demersales del sur del mar Tirreno (Capillo *et al.*, 2020); y el 77,27% de los individuos analizados de *Sarpa salpa* y *Liza aurata* capturados en la costa tunecina (Abidli *et al.*, 2021).

También difieren de los obtenidos en otras especies de interés comercial no procedentes de aguas Mediterráneas. Así, Wang *et al.* (2021) encontraron, en peces del mar de Bohai (China), al celofán como polímero más abundante, constituyendo el 77,5% de los tipos de polímeros encontrados. Ghosh *et al.* (2021) informaron del PE (55%) y PP (33%) en peces comerciales de la costa de Bangladesh, Maaghloud *et al.* (2020) identificaron PA, ACRIL y PS en tres especies en la costa de Marruecos y Baalkhuyur *et al.* (2020) hallaron principalmente PP (38%) en las muestras de peces obtenidas en el Golfo Pérsico.

Igual que sucedió en las muestras de sedimentos de las playas del mar Menor, no pudo reconocerse el 71,32% de las fibras aisladas, que suponía el 65,67% de MP identificados en el estómago y el 76,55% de los de intestino. Las razones que pueden enmascarar la señal del polímero en los estudios espectrométricos han sido ampliamente estudiadas, y tienen que ver tanto con el tamaño de la fibra como con la presencia de pigmentos, tintes y aditivos o, incluso, materiales aún adheridos a las mismas (Maes *et al.*, 2017b; Savoca *et al.*, 2019; Van Cauwenberghe *et al.*, 2014; He *et al.*, 2021).

Así mismo, los reactivos empleados en la digestión de la materia orgánica de las muestras también pueden afectar al espectro obtenido en FTIR, lo que obstaculiza su cotejo en las bibliotecas de referencia (Van Cauwenberghe *et al.*, 2014). Los problemas en la identificación química de las fibras no solo es común en el estudio de peces (Karami *et al.*, 2017a; Karbalaeei *et al.*, 2019), sino que también en el análisis de muestras

de agua residual (Ben-David *et al.*, 2021) o muestras de aire (Prata *et al.*, 2020), entre otras. En nuestro caso, el uso el de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para destruir la materia orgánica, podría haber alterado el grosor y la transparencia tal y como publicaron Campanale *et al.* (2020) o, incluso, no haber producido una total digestión de la materia orgánica (Piarulli *et al.*, 2019) interfiriendo en la identificación final.

### **5.3 Comparativa en el recuento de microplásticos en sedimentos marinos del puerto de Cartagena y sedimentos costeros de su playa adyacente (Cala Cortina)**

#### **5.3.1 Distribución de microplásticos en sedimentos marinos del puerto de Cartagena**

Para este estudio, se trabajó con 5.530,50 g de sedimento marino seco, con valores mínimo y máximo de 81 g y 218,60 g, respectivamente, y un total de 34 muestras: 10 para el mes de abril ( $152,35 \pm 16,48$  g s.s.), 12 para junio ( $167,40 \pm 7,74$  g s.s.) y 12 para septiembre ( $166,52 \pm 7,64$  g s.s.). Se observaron MP en los tres puntos de muestreo analizados, con una concentración media de  $19,37 \pm 2,43$  MP/kg s.s. y un incremento según la profundidad muestreada, con valores medios de  $16,57 \pm 2,96$  MP/kg s.s.,  $17,45 \pm 5,06$  MP/kg s.s. y  $23,78 \pm 4,59$  MP/kg s.s. para P1 (12 muestras:  $188,44 \pm 5,15$  g s.s.), P2 (10 muestras:  $159,02 \pm 10,28$  g s.s.) y P3 (12 muestras:  $139,92 \pm 10,38$  g s.s.), respectivamente, aunque las diferencias en las concentraciones no fueron estadísticamente significativas ( $p = 0,415$ ).

Los resultados obtenidos fueron inferiores a los publicados por Strand y Tairova (2016) en sedimentos marinos del mar del Norte (192–675 MP/kg), Zobkov y Esiukova (2017) en sedimentos del sureste del mar Báltico ( $34 \pm 10$  MP/kg), o por Cincinelli *et*

*al.* (2021) en sedimentos recogidos en el mar Negro a menos de 62 m de profundidad (226 MP/kg). Sin embargo, fueron superiores a los encontrados por Frère *et al.* (2017), que reportaron valores medios de con 0,97 MP/kg de sedimento marino de la bahía de Brest, donde la profundidad máxima alcanza los 50 m. En la costa de Tarragona, para sedimentos marinos entre los 15 m y 17 m de profundidad, las concentraciones medias varían entre 5,5 y 89,0 MP/kg, correspondiéndose los valores más altos con las muestras tomadas en el área portuaria (Expósito *et al.*, 2021). Según Preston-Whyte *et al.* (2021), las muestras tomadas en el puerto de Durban (Sudáfrica) contienen entre 2.400 y 45.867 MP/kg de sedimento.

Además, se observó un incremento en el tamaño del MP también con la profundidad del punto muestreado, aunque sin significación estadística ( $p = 0,468$ ), con un valor medio de  $1,02 \pm 0,11$  mm para P1,  $1,22 \pm 0,19$  para P2 y  $1,40 \pm 0,29$  mm para P3. Estos resultados podrían deberse a una más fácil resuspensión de los MP más pequeños de los sedimentos menos profundos hacia la columna de agua, estando, por tanto, en menor concentración en sedimentos menos profundos que en zonas más profundas (Quinn *et al.*, 2017). Resultados similares encontraron Adams *et al.* (2021) en sedimentos marinos del mar Ártico en Canadá. Además, la ingestión de MP por parte de peces en zonas superficiales del océano y su posterior deposición en sedimentos, así como los fenómenos de “biofouling” o recubrimiento con biopelícula, podrían explicar el destino final de los microplásticos en sedimentos marinos (Lusher *et al.*, 2016; Fazey y Ryan, 2016). Según Lobelle y Cunliffe (2011), la biopelícula puede desarrollarse en aproximadamente una semana, y a las tres semanas tiene densidad suficiente para hundirse.

El incremento en la concentración de MP con la profundidad de los sedimentos ha sido descrito anteriormente por diferentes autores (Isobe *et al.*, 2016; Matsuguma *et*

al., 2017; Woodall *et al.*, 2015), por lo que se habla de los sedimentos como el “eslabón perdido” de los microplásticos en el océano. Sin embargo, esta concentración estimada puede variar en sedimentos marinos de todo el mundo, y su medida está muy influenciada por el protocolo de muestreo seguido que tampoco está estandarizado, como hemos hablado para sedimentos costeros, lo que hace más difícil la comparación entre resultados. Por otra parte, tampoco se observaron diferencias con significación estadística por mes de muestreo ( $p = 0,266$ ), tal y como se muestra en la Tabla 5.9.

*Tabla 5.9. Concentración (media  $\pm$  error estándar) de MP en sedimentos marinos del puerto de Cartagena según zona y mes de muestreo.*

<b>Zona</b>	<b>MP/kg s.s.</b>	<b>ANOVA</b>
P1	16,57 $\pm$ 2,96	$F$ -test = 0,905 $p = 0,415$
P2	17,45 $\pm$ 5,06	
P3	23,78 $\pm$ 4,59	
<b>Mes</b>	<b>MP/kg s.s.</b>	<b>ANOVA</b>
Abril 2019	16,21 $\pm$ 5,42	$F$ -test = 1,383 $p = 0,266$
Junio 2019	16,61 $\pm$ 2,85	
Septiembre 2019	24,77 $\pm$ 4,22	

Las formas de microplásticos más aisladas en nuestras muestras de sedimento marino fueron: fibra (47,62%; 9,57  $\pm$  2,07 FB/kg s.s.), film (31,43%; 6,05  $\pm$  0,95 FI/kg s.s.) y fragmento (20,95%; 3,75  $\pm$  0,79 FR/kg s.s.), tal y como se muestra en la Figura 5.24. Nuestros resultados son similares a los reportados por distintos autores, que

encontraron FB como la forma predominante aislada en sedimentos marinos (Zhang *et al.*, 2019b; Wang *et al.*, 2020b; Li *et al.*, 2020a; Courtene-Jones *et al.*, 2020).

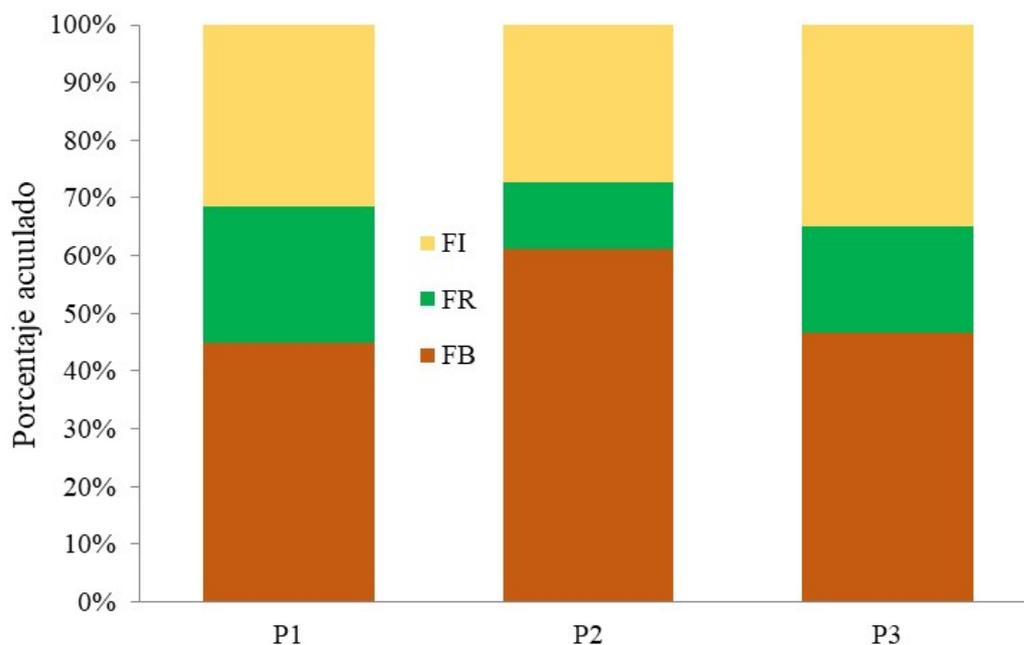


Fig. 5.24. Porcentaje acumulado de formas por kg de sedimento marino seco analizado y zona de muestreo.

El tamaño más pequeño correspondió a un film transparente aislado en P1 (210  $\mu\text{m}$ ) y el más grande a una fibra encontrada en la zona de muestreo más profunda (P3: 9,00 mm). La proporción de colores fue de: 44,76% blanco, 30,48% azul, 7,62% marrón, 4,76% rojo, 4,76% verde y 3,81% negro (Figura 5.25). Además, la concentración de fibras aumentó desde el punto de muestreo de menor profundidad (P1) ( $7,4 \pm 2,2$  FB/kg) hasta el de máxima profundidad (P3) ( $11,1 \pm 3,9$  FB/kg), aunque sin diferencias estadísticamente significativas ( $F\text{-test} = 0,292$ ,  $p = 0,749$ ).

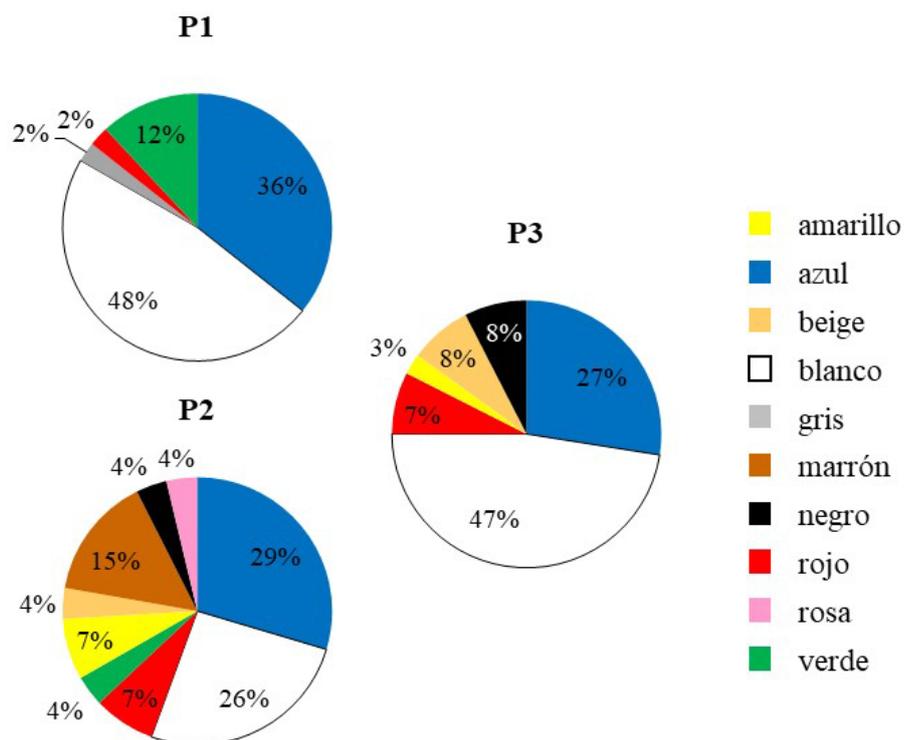


Fig. 5.25. Distribución de colores según zona de muestreo de sedimento marino.

En cuanto a los grupos de polímeros, se identificaron 12 diferentes, tal y como se recoge en la Figura 5.26 y en el Anexo IV.C, siendo PV (36,07%;  $3,69 \pm 1,09$  PV/kg s.s.), PP (21,31%;  $2,52 \pm 0,76$  PP/kg s.s.) y PE (18,03%;  $1,90 \pm 0,86$  PE/kg s.s.) los tipos predominantes, tal y como se ha observado en otros estudios relacionados con sedimentos en puertos (Claessens *et al.*, 2011).

Los polímeros menos densos, como PE y PP, se encontraron principalmente en los sedimentos menos profundos, mientras que el PET en forma de fragmento se recogió únicamente en el punto de muestreo de mayor profundidad (P3). Tal y como se muestra en la Figura 5.26, el PV se identificó fundamentalmente en la zona de muestreo P1 (49,74%): se trata, como ya se ha comentado, de una resina de uso frecuente en material para embarcaciones, por su relativo bajo coste y buenas propiedades mecánicas.

Además, apareció TEFLON (politetrafluoroetileno) en P2, un polímero con una densidad aproximada de 2,16 g/ml (Kniggendorf *et al.*, 2021) que no apareció en sedimentos costeros de Cala Cortina, como después veremos. Se trata de un polímero con especial tendencia a ser ingerido por especies de peces bentónicos, posteriormente consumidos por el hombre (Park *et al.*, 2020).

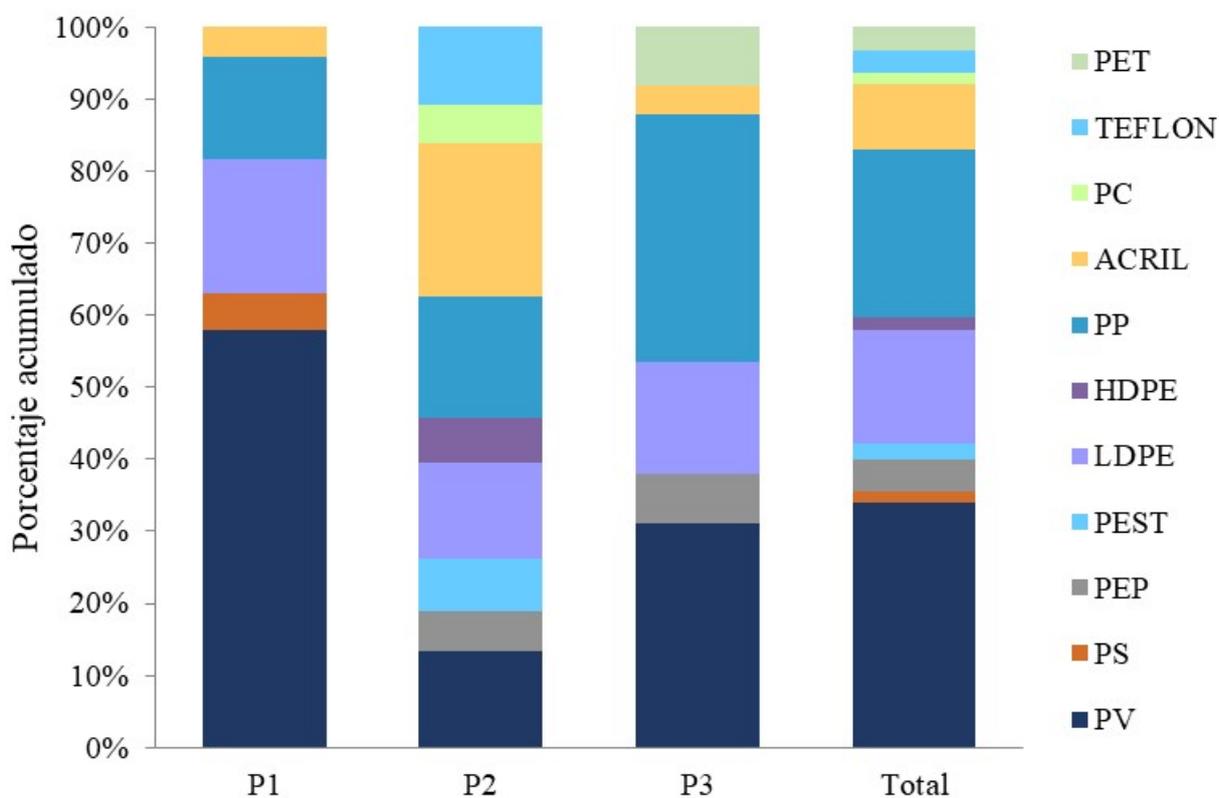


Fig. 5.26. Porcentaje acumulado de grupos de polímeros por zona punto de muestreo de sedimento marino y totales.

En general, aunque podría pensarse que la disposición espacial de MP en los sedimentos marinos depende fundamentalmente de la densidad del polímero que lo constituye (Wang *et al.*, 2019, Harris, 2020; Zheng *et al.*, 2020), hay muchas otras variables que definen su distribución, como son los flujos convectivos mesoscálicos y,

en general, la dinámica oceánica, que puede ser más importantes que la propia flotabilidad mayor o menor del polímero debida a su densidad (Vega-Moreno *et al.*, 2021). En nuestro estudio, la distribución según profundidad de los MP también puede deberse a un traslado vertical como consecuencia de situaciones climáticas de crestas anticiclónicas (Cirera *et al.*, 2012), en cuyos remolinos, especialmente en el núcleo central, la velocidad de la corriente geostrofica es máxima, pudiendo transportar estos microcontaminantes (Brach *et al.*, 2018).

### **5.3.2 Distribución de microplásticos en sedimentos costeros de Cala Cortina**

En este caso, se trabajó con un total de 4.082,42 g s.s., con valores mínimo y máximo de 193,30 g s.s. y 265,30 g s.s., respectivamente, y un total de 18 muestras, con una media de  $226,80 \pm 5,70$  g s.s., distribuidas en 6 para cada uno de los meses de abril, junio y septiembre, con valores medios de  $224,67 \pm 7,84$  g s.s.,  $237,28 \pm 9,63$  g s.s. y  $218,45 \pm 11,83$  g s.s., respectivamente.

La concentración media de MP por kg s.s. para el total de zonas analizadas fue de  $30,01 \pm 7,26$  MP/kg s.s., inferior con significación estadística al encontrado en playas del mar Menor ( $52,46 \pm 5,26$  MP/kg s.s.) ( $F$ -test = 4,219,  $p = 0,043$ ). Las características geomorfológicas del mar Menor, su enorme área de drenaje y gran uso recreacional y marítimo, así como el constante incremento de población, lo hacen totalmente diferente a Cala Cortina, playa abierta del Mediterráneo, lo que podría explicar estas diferencias en la concentración de MP, de forma similar a lo que ocurre en otros mares cerrados, como el mar Negro (Cincinelli *et al.*, 2021). Así mismo, la concentración media en los sedimentos costeros de Cala Cortina fue superior a la ya descrita para sedimentos

marinos del puerto ( $19,37 \pm 2,43$  MP/kg s.s.), aunque, en este caso, la diferencia en las medias no fue estadísticamente significativa ( $p = 0,093$ ), con valores mínimo y máximo de 7,98 y 143,23 MP/kg s.s., respectivamente. La concentración media más alta se encontró en Z3 (6 muestras:  $215,86 \pm 7,35$  g s.s.) ( $46,52 \pm 2,45$  MP/kg s.s.), mayor que en Z2 (6 muestras:  $217,52 \pm 7,58$  g s.s.) ( $24,74 \pm 4,84$  MP/kg s.s.) y Z1 (6 muestras:  $247,02 \pm 9,82$  g s.s.) ( $18,78 \pm 3,30$  MP/kg s.s.), aunque tampoco aparecieron diferencias estadísticamente significativas entre ellas ( $p = 0,274$ ). En cualquier caso, la zona Z3 es el punto más lejano a la línea de costa (18 m) y se encuentra junto a una carretera y zona de paso de peatones, con gran afluencia, especialmente los meses de verano, lo que puede contribuir a la entrada de MP hacia el mar. Es una situación similar a la observada anteriormente para el conjunto de estaciones del mar Menor, donde las muestras supramareales presentaron concentraciones más altas que las intermareales. Browne (2015) y Jambeck *et al.* (2015) indican que la máxima concentración de MP en zonas de costa se da en las áreas más urbanizadas, como resultado de las diferentes actividades antrópicas, que hacen que estos contaminantes alcancen la orilla del mar en un 80%, a consecuencia de la mala gestión de los residuos plásticos. Tampoco se presentaron diferencias con significación estadística entre los meses muestreados (Tabla 5.10), aunque el mes de junio, de mayor ocupación de bañistas, fue el que dio una media más alta.

La concentración media obtenida para Cala Cortina fue superior a la indicada para la playa de La Llana, única playa de la Región de Murcia incluida en el programa de seguimiento de MP realizado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Así, para 2019, las concentraciones medias para La Llana fueron de 12,73 y 10,02 MP/kg para las muestras de primavera y otoño, respectivamente (CEDEX, 2020). El resto de las playas del Mediterráneo incluidas en este mismo informe, La

Pineda, San Miguel y Las Azucenas, presentaron valores medios de concentración de MP en primavera superiores a las muestras de Cala Cortina, y La Pineda, Cal Francés, Marenys y San Miguel para las muestras de otoño (CEDEX, 2020).

*Tabla 5.10. Concentración (media  $\pm$  error estándar) de MP en sedimentos costeros de Cala Cortina según zona y mes de muestreo.*

<b>Zona</b>	<b>MP/kg s.s.</b>	<b>ANOVA</b>
Z1	18,78 $\pm$ 3,30	<i>F-test</i> = 1,414 <i>p</i> = 0,274
Z2	24,74 $\pm$ 4,84	
Z3	46,52 $\pm$ 2,45	
<b>Mes</b>	<b>MP/kg s.s.</b>	<b>ANOVA</b>
Abril	14,50 $\pm$ 3,14	<i>F-test</i> = 3,556 <i>p</i> = 0,054
Junio	53,64 $\pm$ 18,15	
Septiembre	21,90 $\pm$ 5,04	

Tal y como se ha discutido para el caso del mar Menor, existen en la bibliografía concentraciones medias de MP inferiores (Godoy *et al.*, 2020; Expósito *et al.*, 2021) y también superiores (Alomar *et al.*, 2016; Simon-Sánchez *et al.*, 2019; Kazour *et al.*, 2020, Tata *et al.*, 2020) a las encontradas en sedimentos costeros de Cala Cortina. También, como ya se ha comentado con anterioridad y han indicado muchos autores (Karami, 2017; Zobkov y Esiukova, 2018; Gouin, 2020; Song y Cai, 2020; Birch *et al.*, 2021), la ausencia de estandarización en el análisis de MP dificulta la comparación de

los resultados. La Figura 5.27 muestra la evolución de las concentraciones medias de MP desde Z3, punto más alejado de la costa, hasta P3, punto de muestreo de sedimento marino más profundo. Como se observa, el valor medio decrece de Z3 a Z1, el área junto a la línea de costa y, de nuevo, un incremento desde P1 a P3 en sedimentos marinos.

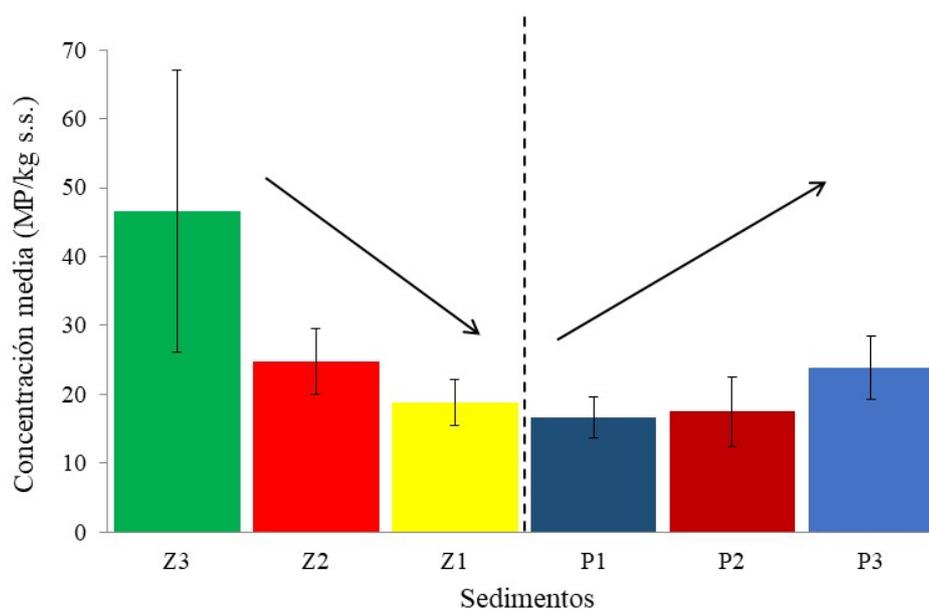


Fig. 5.27. Concentración media ( $\pm$  error estándar de la media) de microplásticos en sedimentos costeros (Z1, Z2, Z3) y marinos (P1, P2, P3).

La fibra fue la forma más aislada en los sedimentos costeros de Cala Cortina, con una concentración media de  $18,51 \pm 4,14$  FB/kg s.s., que representaba el 61,66% del total de MP identificados, un valor parecido al propuesto por Sundar *et al.* (2021) en sedimentos costeros de la zona sur de la India (67%), aunque inferior al publicado por Akkajit *et al.* (2021) en Phuket, un destino turístico muy popular de Tailandia, con un porcentaje de fibras en sus sedimentos costeros de 85,6%. En nuestro estudio, Z3 fue la

zona que dio una mayor concentración media de fibras ( $24,94 \pm 10,94$  FB/kg s.s.), frente a unos valores medios de  $14,23 \pm 4,08$  FB/kg s.s. para Z1 y  $16,35 \pm 5,06$  FB/kg s.s. para Z2, sin diferencias estadísticamente significativas entre ellas ( $p = 0,564$ ). Sin embargo, sí aparecieron diferencias estadísticamente significativas cuando el estudio se hizo por meses de muestreo ( $F\text{-test} = 9,109$ ,  $p = 0,003$ ), tal y como se presenta en la Figura 5.28, resultando la concentración media de fibras de junio ( $36,33 \pm 8,06$  FB/kg) superior a la de septiembre ( $10,71 \pm 2,58$  FB/kg) ( $p = 0,008$ ) y a la de abril ( $8,48 \pm 2,69$  FB/kg) ( $p = 0,004$ ), sin diferencias entre estos dos últimos meses ( $p = 0,949$ ). El incremento en la concentración de fibras en junio puede tener un origen textil, por la mayor afluencia de bañistas en temporada estival.

Las formas fragmento y film representaron el 18,76% y 18,65%, respectivamente, con concentraciones medias de  $5,63 \pm 3,22$  FR/kg s.s. y  $5,60 \pm 1,05$  FI/kg s.s. La forma fragmento resultó estadísticamente más abundante en Z3 ( $9,43 \pm 1,59$  FR/kg s.s.) que en Z2 ( $5,19 \pm 1,56$  FR/kg s.s.) y en Z1 ( $2,17 \pm 0,97$  FR/kg s.s.) ( $F\text{-test} = 6,758$ ;  $p = 0,008$ ), aunque las diferencias significativas se presentaron solamente para Z1 respecto de Z3 ( $p = 0,006$ ). Este resultado debe explicarse por una fragmentación progresiva de macro y mesoplásticos (Wagner *et al.*, 2014), en nuestro caso desde Z3, el área de muestreo donde el impacto antrópico es mayor, hasta Z1, o zona junto a línea de pleamar, lo que implica que la presencia de MP secundarios en sedimentos costeros es debida principalmente al factor humano, en dirección tierra-mar e independiente de la época del año, ya que, para esta forma, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los meses de muestreo ( $p = 0,533$ ). La forma film no presentó diferencias estadísticamente significativas ni por mes ( $p = 0,520$ ) ni por zona de muestreo ( $p = 0,375$ ), y en cuanto a microesferas, solamente se aisló una de ellas en Z1.

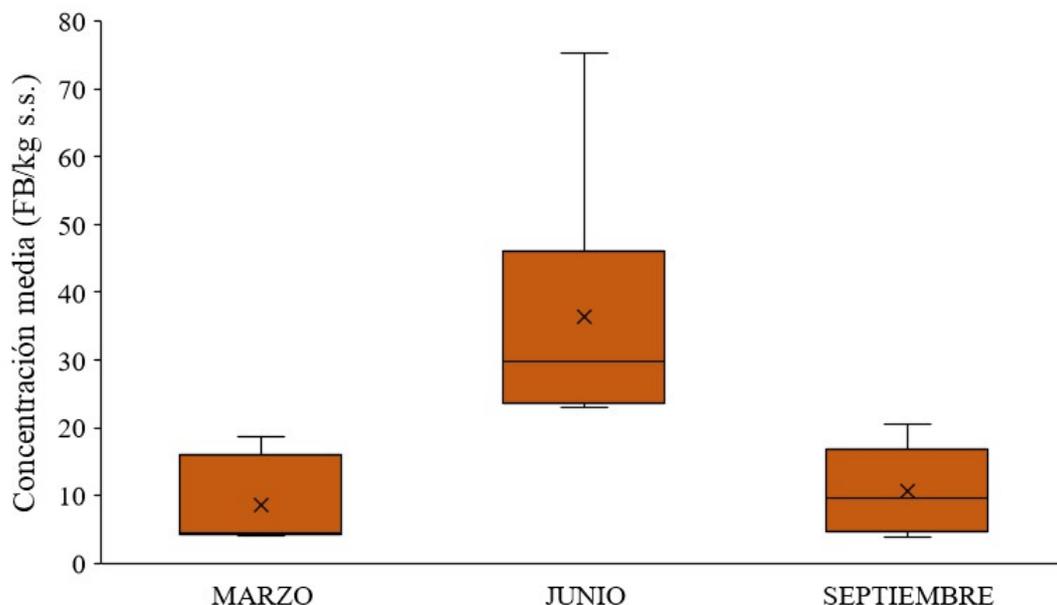


Fig. 5.28. Gráfico de cajas y bigotes de la concentración media ( $\pm$  error estándar de la media) de FB por kg de sedimento seco costero según mes de muestreo.

El tamaño medio de los MP fue de  $1,49 \pm 0,13$  mm, con un valor mínimo de 150  $\mu$ m, correspondiente a una fibra aislada en una muestra del mes de septiembre en Z2, y de 8,0 mm, correspondiente también a una fibra encontrada en el mes de junio en la Z3. En ningún caso, se observaron diferencias estadísticamente significativas en el tamaño medio de MP por zona de muestreo ( $p = 0,432$ ), aunque sí según el mes considerado ( $F$ -test = 10,215,  $p = 0,000$ ), mayores para abril ( $2,74 \pm 0,40$  mm) respecto de junio ( $1,37 \pm 0,14$  mm) ( $p = 0,000$ ) y de septiembre ( $1,03 \pm 0,26$  mm) ( $p = 0,000$ ), y sin diferencia entre estos dos últimos meses ( $p = 0,481$ ). El 59,40% fueron MP de más de 1 mm, mientras que el 40,60% correspondió a MP por debajo de 1 mm. Las fibras fueron las que presentaron los mayores tamaños, siendo el 81,00% de ellas de más de 1 mm. Por el contrario, las formas film fueron las más pequeñas, estando el 91,70% de ellas por debajo de 1 mm, seguidas de los fragmentos, con un 58,30% de los mismos por debajo de 1 mm.

La Tabla 5.11 muestra la comparativa de valores medios de tamaño total y para las cuatro formas identificadas en mar Menor y Cala Cortina. La baja concentración o práctica ausencia de la forma microesfera revela una clara prevalencia de MP secundarios en las playas muestreadas, así como una diferencia estadísticamente significativa en el valor medio de la forma film, que seguramente tendrá que ver con su presencia procedente del plástico usado en agricultura en el campo de Cartagena cercano al mar Menor.

Tabla 5.11. Valores medios ( $\pm$  error estándar) de tamaños (mm) para MP aislados en sedimentos costeros de mar Menor y Cala Cortina, y su ANOVA.

Forma	Mar Menor	Cala Cortina	ANOVA
Fibra	2,00 $\pm$ 0,13	1,93 $\pm$ 0,17	$F$ -test = 0,047; $p$ = 0,828
Fragmento	1,25 $\pm$ 0,07	1,11 $\pm$ 0,25	$F$ -test = 0,293; $p$ = 0,589
Film	1,60 $\pm$ 0,16	0,50 $\pm$ 0,05	$F$ -test = 11,090; $p$ = 0,001
Microesfera	1,03 $\pm$ 0,24	-	-
Todas	1,56 $\pm$ 0,06	1,49 $\pm$ 0,13	$F$ -test = 0,131; $p$ = 0,718

La mayor presión turística en las playas del mar Menor que en Cala Cortina podría hacer pensar en un incremento en cualquiera de las formas de MP secundarios identificadas; sin embargo, solo se presentaron diferencias estadísticamente significativas para la forma film, muy superior en mar Menor respecto de Cala Cortina ( $F$ -test = 10,521,  $p$  = 0,002). Como ya se ha comentado con anterioridad, los MP en forma de film procedentes de las cubiertas plásticas utilizadas en agricultura en la Región de Murcia y su arrastre por escorrentía al mar Menor podría explicar esta diferencia.

Blanco, azul, rojo y negro representaron el 33,59%, 28,91%, 10,94% y 7,81% de todos los colores identificados en los MP de sedimentos costeros de Cala Cortina, respectivamente (Figura 5.29), siendo el azul el color predominante en las fibras (45,57%), seguido del rojo (17,72%) y el blanco (12,66%). La mayoría de los MP eran de tipo transparente (86,06%), tal y como se encontró para los MP aislados en los sedimentos costeros del mar Menor.

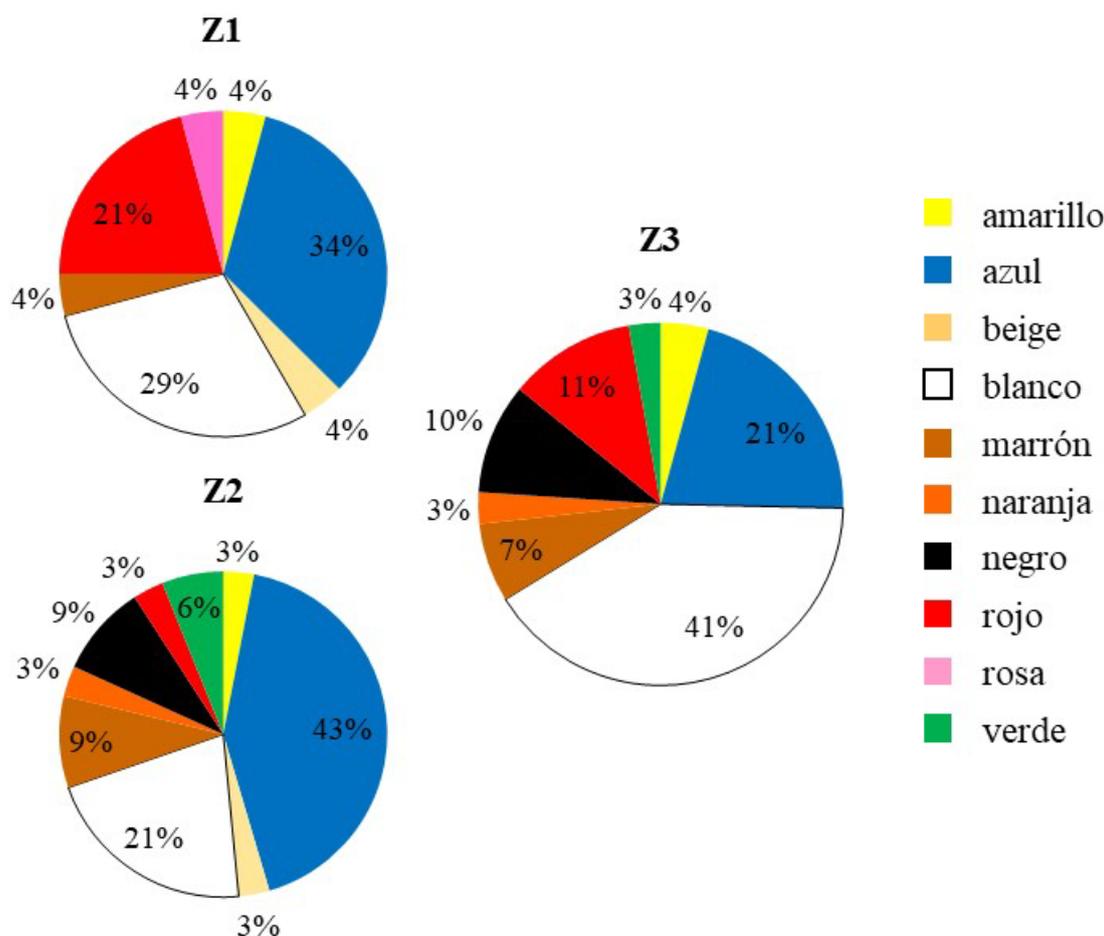


Fig. 5.29. Distribución de colores según zona de muestreo de sedimento costero.

Además, se identificaron un total de nueve grupos poliméricos (Figura 5.30) (Anexo IV.D), siendo el LDPE el de mayor concentración media ( $5,60 \pm 1,97$  LDPE/kg s.s.; 40,71%), seguido del PP ( $2,78 \pm 0,86$  PP/kg s.s.; 20,16%), ACRIL ( $1,56 \pm 0,91$

ACRIL/kg s.s.; 11,37%) y HDPE ( $1,27 \pm 0,86$  HDPE/kg s.s.; 9,26%). En concentración por debajo de 1 MP/kg s.s. se encontraron PEST, PE, PP, PS ó PV. Wessel *et al.* (2016) encontraron cinco tipos poliméricos diferentes en muestras de arena intermareal de la bahía de Mobile (Alabama, USA), y Yu *et al.* (2016) y Graça *et al.* (2017) identificaron un máximo de ocho en muestras de arena del mar de Bohai (China) y mar Báltico meridional, respectivamente. La comparativa con los grupos de polímeros encontrados en muestras de sedimento marino nos indica una posible recirculación de los polímeros de menor densidad entre sedimentos costeros y el agua del mar, como es el caso del PE, identificado mayoritariamente en sedimentos costeros, frente a polímeros de mayor densidad, como el PV, localizados fundamentalmente en sedimentos marinos.

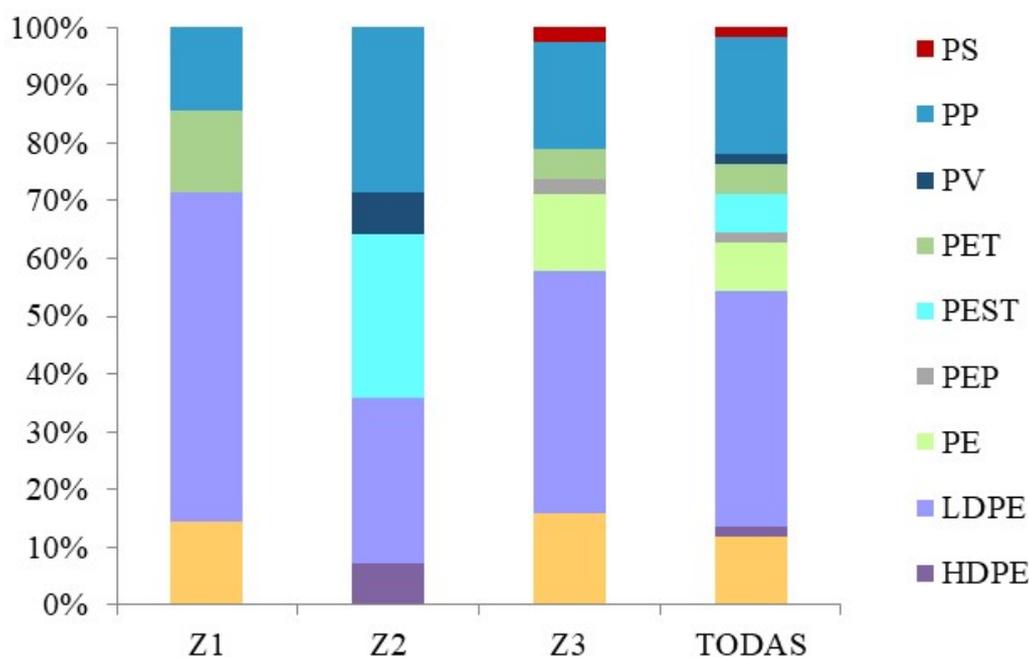


Fig. 5.30. Porcentaje acumulado de grupos de polímeros por zona de muestreo de sedimento costero y totales.

### 5.3.3 Estudio de diferentes índices de degradación de los polímeros plásticos constituyentes de los microplásticos

#### 5.3.3.1 Índice de carbonilo

La Tabla 5.12 muestra los valores de los principales parámetros estadísticos de los índices de carbonilo y vinilo, así como de cristalinidad, empleados para estudiar el grado de oxidación y meteorización superficial de los polímeros en sedimentos marinos del puerto de Cartagena y sedimentos costeros de Cala Cortina. Tal y como se indica en el capítulo de Materiales y Métodos, la evolución de estos índices no se estudió para el PET, puesto que se hacía imposible el cálculo del índice de carbonilo por tener un pico común sistemático en la banda  $1.714\text{ cm}^{-1}$ , debido a la vibración del grupo carbonilo (C=O) (Miranda *et al.*, 2021), que daba valores anormalmente elevados de este índice, con un mínimo de 2,01 y un máximo de 4,71.

El índice de carbonilo fue propuesto por Mellor *et al.* (1973) como medida para el estudio del grado de oxidación del PP y, desde entonces, se ha aplicado mucho al estudio de los MP (Brandon *et al.*, 2016; Tofa *et al.*, 2019; Prata *et al.*, 2020). Como se observa en la Tabla 5.12, el índice de carbonilo aumentó en sedimentos marinos de forma estadísticamente significativa ( $F\text{-test} = 5,612$ ,  $p = 0,008$ ), desde el sedimento menos profundo (P1:  $0,43 \pm 0,07$ ) hacia P2 ( $0,51 \pm 0,09$ ), y luego descendió de nuevo en P3 ( $0,21 \pm 0,04$ ).

Estas diferencias podrían indicar un efecto protector de la profundidad en cuanto a la degradación y oxidación del polímero plástico, con menores temperaturas y un déficit de exposición a radiación solar ultravioleta, parámetros ambos que estimulan estos procesos de meteorización natural (Wang *et al.*, 2016).

Tabla 5.12. Índices de carbonilo, vinilo y cristalinidad para los polímeros en muestras de sedimentos marinos y costeros.

Zona	Parámetros	Índice de carbonilo	Índice de vinilo	Cristalinidad
<b>Sedimentos marinos</b>				
P1	Mínimo	0,07	0,74	24,93
	Máximo	0,81	1,03	70,84
	Media ± S.E.	0,43 ± 0,07	0,84 ± 0,07	41,65 ± 7,91
P2	Mínimo	0,12	0,69	46,30
	Máximo	0,83	1,80	77,14
	Media ± S.E.	0,51 ± 0,09	1,26 ± 0,19	63,54 ± 6,74
P3	Mínimo	0,08	1,57	25,52
	Máximo	0,49	2,54	38,22
	Media ± S.E.	0,21 ± 0,04	1,94 ± 0,08	33,22 ± 2,97
		<i>F-test</i> = 5,612 <i>p</i> = 0,008	<i>F-test</i> = 19,823 <i>p</i> = 0,000	<i>F-test</i> = 5,197 <i>p</i> = 0,028
<b>Sedimentos costeros</b>				
Z1	Mínimo	0,11	0,93	33,98
	Máximo	1,91	1,78	35,74
	Media ± S.E.	1,57 ± 0,45	1,29 ± 0,18	34,86 ± 0,88
Z2	Mínimo	0,08	0,35	43,93
	Máximo	1,35	2,20	83,72
	Media ± S.E.	0,35 ± 0,06	1,16 ± 0,11	63,02 ± 7,39
Z3	Mínimo	0,10	0,33	17,79
	Máximo	0,68	1,64	86,88
	Media ± S.E.	0,28 ± 0,04	0,77 ± 0,12	54,44 ± 4,10
		<i>F-test</i> = 4,025 <i>p</i> = 0,011	<i>F-test</i> = 3,724 <i>p</i> = 0,033	<i>F-test</i> = 1,743 <i>p</i> = 0,196

Para el PE, no se obtuvieron diferencias con significación estadística por punto de muestreo de sedimentos marinos ( $p = 0,097$ ) mientras que, para el PP, la zona P2

( $0,71 \pm 0,07$ ) dio de nuevo el valor medio mayor y estadísticamente significativo para el índice de carbonilo ( $F\text{-test} = 16,974$ ;  $p = 0,001$ ), con diferencias según el test de comparaciones múltiples (LSD test) entre P2 y P1 ( $0,37 \pm 0,10$ ) ( $p = 0,006$ ), y P2 y P3 ( $0,23 \pm 0,04$ ) ( $p = 0,000$ ). Parece que la fotodegradación inicial comenzada en el punto de muestreo más cercano a la superficie (P1) evoluciona hacia P2 a través de una reacción Norrish tipo I, debido a la formación principal del grupo carbonilo, seguido de una transformación más lenta hacia el punto de muestreo más profundo (P3). Además, el análisis del carbono orgánico total mostró un porcentaje más elevado para P2 ( $0,93 \pm 0,07$  %) que para P1 ( $0,44 \pm 0,04$  %) ó P3 ( $0,67 \pm 0,26$  %), lo que refleja la descomposición de las cadenas poliméricas en los sedimentos marinos (Maes *et al.*, 2017).

Así mismo, en los sedimentos marinos aparecieron diferencias con significación estadística para el índice de carbonilo entre los distintos meses de muestreo ( $F\text{-test} = 9,683$ ;  $p = 0,001$ ). Así, las muestras recogidas en septiembre ( $0,19 \pm 0,02$ ) mostraron un índice de carbonilo menor que las recolectadas en junio ( $0,51 \pm 0,06$ ) ( $p = 0,000$ ) y abril ( $0,44 \pm 0,09$ ) ( $p = 0,008$ ). Tal y como indican Niu *et al.* (2021), es más difícil que los diferentes factores fisicoquímicos contribuyan a la degradación de los polímeros plásticos cuando las temperaturas son más frías que cuando son más suaves.

Pero la degradación de los plásticos es más probable que ocurra en tierra que en el océano, ya que en este último medio la exposición a la radiación ultravioleta y la erosión mecánica es mínima (Gregory y Andrady, 2003). Así, el índice de carbonilo en sedimentos costeros mostró ser significativamente más elevado en Z1, la zona de muestreo en la línea de pleamar, ( $1,57 \pm 0,45$ ) que en Z2 ( $0,35 \pm 0,06$ ) y Z3 ( $0,28 \pm 0,04$ ) ( $F\text{-test} = 4,025$ ;  $p = 0,026$ ) (Tabla 5.12).

Aunque las tres zonas están igualmente expuestas a la radiación solar y a la acción de los microorganismos, los MP recogidos en Z1 también están expuestos al efecto de erosión por las olas, con la influencia del oxígeno tanto del aire como del agua, lo que implica una mayor acción degradativa, que da como resultado la formación de radicales carbonilo a partir de la reacción Norrish tipo I. La síntesis de grupos carboxílicos, ésteres y cetonas en Z1 podría deberse a la acción conjunta de la radiación solar, fotodegradación, oxidación térmica y biodegradación (Singh and Sharma, 2008). Además, el rango de valores del índice de carbonilo en Z1 (0,11–1,91) fue mayor que en Z2 (0,08–1,35) (Tabla 5.12), demostrando la existencia de MP con y sin degradación especialmente en Z1, mientras que el valor máximo más pequeño de este índice se alcanzó en Z3 (0,68), lo que sugiere su proximidad a la actividad antropogénica y, con ello, la presencia de MP menos degradados o formados más recientemente.

Al contrario que los sedimentos marinos, los sedimentos costeros de Cala Cortina recogidos en septiembre mostraron un índice de carbonilo de  $0,42 \pm 0,09$ , estadísticamente superior al valor medio de los otros dos meses ( $0,26 \pm 0,04$ ) ( $F$ -test = 3,613;  $p = 0,025$ ). Septiembre es el mes donde, de forma habitual, se concentran las lluvias en nuestra zona (Ruiz-Álvarez *et al.*, 2017), especialmente en 2019, donde, como ya se ha comentado, tuvimos el episodio de DANA (Hermoso *et al.*, 2021) que pudo acarrear más MP degradados a la playa de Cala Cortina e incrementar su abrasión mecánica y fragmentación, con un tamaño medio más pequeño para las muestras de este mes ( $0,53 \pm 0,08$  mm) que para la media de los otros dos ( $F$ -test = 7,678;  $p = 0,002$ ). Es decir, en septiembre se acumularon MP con un índice de carbonilo medio mayor y un menor tamaño, de forma similar a lo encontrado en un trabajo anterior de nuestro grupo de investigación, realizado en una estación depuradora de aguas residuales de la zona (Bayo *et al.*, 2020).

También se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el índice de carbonilo según la forma del MP aislado en sedimentos marinos ( $F\text{-test} = 4,736$ ;  $p = 0,016$ ), principalmente entre films ( $0,30 \pm 0,04$ ) y fragmentos ( $0,53 \pm 0,09$ ) ( $p = 0,014$ ), y entre films y fibras ( $0,57 \pm 0,16$ ) ( $p = 0,049$ ).

Para sedimentos costeros, se encontraron diferencias con significación estadística en el índice de carbonilo de MP de PP, cuando se compararon colores y formas ( $F\text{-test} = 7,064$ ;  $p = 0,017$ ), con un valor medio menor para films coloreados ( $0,25 \pm 0,02$ ) que para fragmentos blancos ( $0,84 \pm 0,18$ ) ( $p = 0,006$ ) o fibras blancas ( $0,68 \pm 0,05$ ) ( $p = 0,040$ ).

Así mismo, se identificaron diferencias por pares de colores para el valor medio del índice de carbonilo mediante el test de Kruskal Wallis (Tabla 5.13), fundamentalmente entre el blanco y el azul ( $p = 0,037$ ), y el blanco y el verde ( $p = 0,011$ ), aunque estas diferencias desaparecieron cuando se aplicó corrección mediante ajuste de Bonferroni para tests múltiples ( $p = 0,555$  y  $p = 0,165$ , respectivamente).

Prata *et al.* (2020) tampoco encontraron diferencias con significación estadística en el índice de carbonilo por colores para MP recogidos en playas de Portugal, aunque aquel resultó inferior para microesferas negras de PP que para fragmentos amarillos del mismo polímero. La presencia de pigmentos aplicados a los plásticos previene al polímero, o al menos lo protege, de la degradación química, debido a su capacidad de adsorber radiación ultravioleta dañina, atrapando radicales libres que cambian las propiedades físicas y ópticas del polímero y actuando como antioxidante en los sedimentos más expuestos (Campanale *et al.*, 2020c).

Tabla 5.13. Valores medios ( $\pm$  error estándar) de los índices de carbonilo y vinilo para sedimentos marinos y costeros por colores.

Color	Índice de carbonilo	Índice de vinilo
<b>Sedimentos marinos</b>		
Blanco	0,29 $\pm$ 0,04	1,74 $\pm$ 0,13
Rojo	-	1,80
Azul	0,55 $\pm$ 0,13	-
Beige	0,20 $\pm$ 0,02	1,68
Amarillo	0,63 $\pm$ 0,14	1,21 $\pm$ 0,27
Verde	0,72 $\pm$ 0,04	0,77 $\pm$ 0,02
Total	0,37 $\pm$ 0,04	1,57 $\pm$ 0,12
Test de Kruskal Wallis	$p = 0,016$	$p = 0,083$
<b>Sedimentos costeros</b>		
Blanco	0,51 $\pm$ 0,22	0,98 $\pm$ 0,07
Azul	0,55 $\pm$ 0,40	0,43 $\pm$ 0,05
Amarillo	0,68	0,34
Verde	0,10 $\pm$ 0,00	0,70 $\pm$ 0,25
Marrón	0,31 $\pm$ 0,12	1,71 $\pm$ 0,17
Negro	0,14	1,78
Naranja	0,34	0,56
Total	0,44 $\pm$ 0,144	1,04 $\pm$ 0,08
Test de Kruskal Wallis	$p = 0,084$	$p = 0,003$

### 5.3.3.2 Índice de vinilo

El índice de vinilo sufrió un incremento estadísticamente significativo en sedimentos marinos, desde P1 (0,84  $\pm$  0,07) a P2 (1,26  $\pm$  0,19) y P3 (1,94  $\pm$  0,08) ( $F$ -test = 19,823;  $p = 0,000$ ) (Tabla 5.12). Tras un descenso significativo del índice de carbonilo de P2 a P3, como hemos visto en el subapartado anterior, la formación de grupos vinilo vía reacción Norrish tipo II se vio favorecida por la profundidad, de forma estadísticamente significativa. Así, el incremento en la formación de grupos carbonilo hasta P2 pudo

alcanzar una meseta o estabilización hacia los sedimentos más profundos (P3), y esta ralentización en la formación de grupos carbonilo dio como resultado el aumento en la formación de grupos vinilo, tal y como vemos por el incremento estadísticamente significativo del índice de vinilo. Además, el mínimo valor medio del índice de vinilo en P1, el sedimento marino menos profundo, también podría deberse a una fácil metabolización de los dobles enlaces por los microorganismos, según apuntan Sen y Raut (2015).

En el caso de sedimentos costeros, el índice de vinilo descendió de forma significativa de Z1 ( $1,29 \pm 0,18$ ) a Z2 ( $1,16 \pm 0,11$ ), y de nuevo hacia Z3 ( $0,77 \pm 0,12$ ) ( $F\text{-test} = 3,724$ ;  $p = 0,033$ ) (Tabla 5.12). Estos resultados, combinados con un descenso también significativo en el índice de carbonilo de Z1 a Z3, tal y como hemos comentado en el subapartado anterior, pueden indicar que la formación masiva, tanto de grupos carbonilo como de grupos vinilo en Z1, proviene de reacciones Norrish tipo I y II, responsables de todo el proceso de degradación fotocatalítica de los polímeros. Dado que la evolución en la formación de grupos carbonilo y vinilo es el indicador principal para monitorizar el nivel de degradación de un polímero (Tofa *et al.*, 2019) y que, curiosamente, ambos índices se ven incrementados en Z1, esto implica un proceso continuo y rápido de transformación de los MP en esa zona de muestreo de sedimentos costeros. Además, esta hipótesis puede corroborarse con una menor concentración media de MP previamente indicada para Z1 ( $18,78 \pm 3,30$  MP/kg s.s.).

En general, las fibras presentaron un índice de vinilo de  $0,78 \pm 0,14$ , significativamente menor que para films ( $0,92 \pm 0,09$ ) y fragmentos ( $1,30 \pm 0,16$ ) ( $F\text{-test} = 3,394$ ;  $p = 0,035$ ), los últimos con una mayor superficie de exposición para su degradación química. Así mismo, tanto fibras como fragmentos mostraban una mayor concentración en Z3, el punto de muestreo con los índices de carbonilo y vinilo más

bajos. Según se recoge en la Tabla 5.13, también aparecieron diferencias estadísticamente significativa entre colores para el índice de vinilo ( $p = 0,003$ ); por ejemplo, entre el amarillo y el marrón ( $p = 0,011$ ), el amarillo y el negro ( $p = 0,038$ ), el azul y el marrón ( $p = 0,001$ ), el azul y el negro ( $p = 0,027$ ), el verde y el marrón ( $p = 0,010$ ) y el blanco y el marrón ( $p = 0,005$ ), aunque de todas estas diferencias solamente permaneció significativa la establecida entre el azul y el marrón, después de la corrección de Bonferroni ( $p = 0,014$ ).

Por tanto, la presencia de grupos carbonilo y vinilo en la estructura de los polímeros confirma su degradación fotooxidativa que, finalmente, llevaría a la formación de nanoplásticos, hecho que ya fue constatado por (Acosta-Coley y Olivero-Verbel (2015)). En general, un incremento en ambos índices implicó una menor abundancia de MP junto con la presencia de tamaños más pequeños, especialmente en sedimentos costeros, muy relacionado con la actuación simultánea de distintos factores de degradación, como radiación solar, fotodegradación, oxidación térmica y biodegradación. Por el contrario, los resultados para sedimentos marinos no fueron tan claros, debido probablemente a condiciones ambientales más suaves, con prácticamente ausencia de radiación procedente del sol, además de la acción de corrientes anticiclónicas que puedan influir de manera notable en la distribución de MP a las distintas profundidades consideradas.

### **5.3.3.3 Cristalinidad: desarrollo de modelos de regresión predictivos**

Tal y como han indicado varios autores (Stark y Matuana, 2004; Ter Halle *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2021b), el plástico originario o primigenio (plástico pristino) tiene una cristalinidad más baja que el plástico degradado, en el que ha podido haber escisión de

cadena: cuanto más cortas son las cadenas, mayor movilidad tienen, lo que está asociado a una rápida cristalización y a una mayor fragilidad del polímero. En general, el cambio en la estructura y en los grupos funcionales tras un proceso de degradación implica un aumento en la cristalización del polímero (Liu *et al.*, 2019b).

Este postulado es coherente con lo que se observó en las muestras recogidas en P2, el punto de muestreo de sedimentos marinos con mayor índice de carbonilo ( $F$ -test = 5,612;  $p = 0,008$ ) y mayor valor de cristalinidad ( $F$ -test = 5,197;  $p = 0,028$ ), de forma estadísticamente significativa (Tabla 5.12). Ter Halle *et al.* (2017) han indicado que la basura plástica marina tiene, por lo general, mayor índice de cristalinidad que la materia polimérica prima empleada, sobre todo, en embalajes, lo que implica, como hemos comentado, un incremento en la escisión de cadenas por oxidación y un posterior reordenamiento en moléculas más pequeñas, experimentando un proceso de recristalización hacia estructuras más ordenadas (Stark y Matuana, 2004; Fayolle *et al.*, 2008).

Aunque la cristalinidad no varió de forma estadísticamente significativa en sedimentos costeros ( $p = 0,196$ ) (Tabla 5.12), sí lo hizo en sedimentos marinos ( $F$ -test = 5,197;  $p = 0,028$ ) (Tabla 5.12), especialmente entre P2 ( $63,54 \pm 6,74$  %) y P3 ( $33,22 \pm 2,97$  %), la zona más profunda, según test de Fisher (LSD) ( $p = 0,027$ ). Además, las fibras mostraron el valor medio de cristalinidad más elevado ( $67,93 \pm 2,70$  %), seguido de los films ( $55,72 \pm 3,98$  %), fragmentos ( $40,50 \pm 3,01$  %) y microesferas ( $35,73 \pm 3,55$  %) ( $F$ -test = 3,006;  $p = 0,043$ ), para el conjunto de formas tanto en sedimentos marinos como costeros.

Con objeto de predecir valores de cristalinidad (CRIS) según índices de carbonilo (IC) y vinilo (IV) calculados, se desarrollaron dos modelos generalizados de

regresión lineal, de acuerdo con los datos experimentales recogidos en la Tabla 5.14 y que se resumen en las siguientes ecuaciones, para sedimentos marinos (Ec. 1) y costeros (Ec. 2):

$$\text{CRIS} = 26,28 + 293,48 * \text{IC} - 161,35 * \text{IV} \quad (\text{Ec. 1})$$

$$\text{CRIS} = 93,40 + 22,85 * \text{IC} - 35,30 * \text{IV} \quad (\text{Ec. 2})$$

*Tabla 5.14. Principales parámetros estadísticos que definen los análisis de regresión para el cálculo de la cristalinidad en sedimentos marinos y costeros.*

Parámetro	Sedimentos marinos	Sedimentos costeros
$R$	0,878	0,805
$R^2$	0,770	0,649
$R^2_{adj}$	0,719	0,621
$S_e$	8,483	11,416
$SS_{REG}$	2.169,147	6.014,313
$SS_{RES}$	647,651	3.258,274
$F\text{-test}$	15,072	23,073
$p$	0,001	0,000
$df$	11	27
Test de Durbin-Watson	2,563	1,627

( $R$ ): coeficiente de correlación; ( $R^2$ ): coeficiente de determinación; ( $R^2_{adj}$ ): coeficiente de determinación ajustado; ( $S_e$ ): error estándar de la estimación; ( $SS_{REG}$ ): suma de cuadrados de la regresión; ( $SS_{RES}$ ): suma de cuadrados de los residuos; ( $df$ ): grados e libertad.

Estas ecuaciones dieron valores de  $R^2$  de 0,770 y 0,649, respectivamente, lo que indica una clara relación lineal entre los dos índices y los cambios en la cristalinidad de un polímero como variable dependiente, aunque, en ambos casos, aún quede un

porcentaje importante de la varianza sin explicar. Esto último puede deberse a que los dos índices de degradación considerados en nuestro estudio, índice de carbonilo e índice de vinilo, representan cambios en la superficie del polímero, mientras que las variaciones en la cristalinidad pueden suponer cambios estructurales más profundos, con un gradiente de variación desde la superficie al interior del material polimérico, que no quedarían reflejados en las ecuaciones.

Ambas ecuaciones mostraron una influencia negativa del índice de vinilo, aunque su inclusión en la ecuación fue del todo necesaria, porque para los modelos obtenidos sin ese índice se obtenían valores de  $R^2_{adj}$  de 0,341 y 0,038 para sedimentos marinos y costeros, respectivamente, extremadamente bajos comparados con los obtenidos cuando se incluía dicho índice. Además, se empleó el test de Durbin-Watson para detectar ausencia de autocorrelación en los residuos de ambos modelos, sabiendo que cuando su valor tiende a cero existe una fuerte correlación entre los residuos de la regresión, mientras que un valor del test de Durbin-Watson tendente a 2,0 indica una correlación débil o, lo que es lo mismo, una distribución al azar entre puntos sucesivos (Rutledge *et al.*, 2002). Tal y como se muestra en la Tabla 5.14, tanto para sedimentos marinos como costeros, el estadístico Durbin-Watson fue de 2,563 y 1,627, respectivamente, demostrando la independencia de dichos residuos. La validación de ambos modelos se realizó mediante análisis de residuos. A continuación, se muestra el gráfico normal P-P (Probabilidad-Probabilidad) de los residuos estandarizados de valores de cristalinidad observados frente a predichos, tanto en sedimentos marinos (Figura 5.31a) como en sedimentos costeros (Figura 5.31b). Para los dos, se observan pares de valores cercanos a la línea media, lo que implica una distribución normal de la variable CRIS, en ausencia de comportamientos anómalos y de acuerdo con la hipótesis de distribución normal para los errores del modelo.

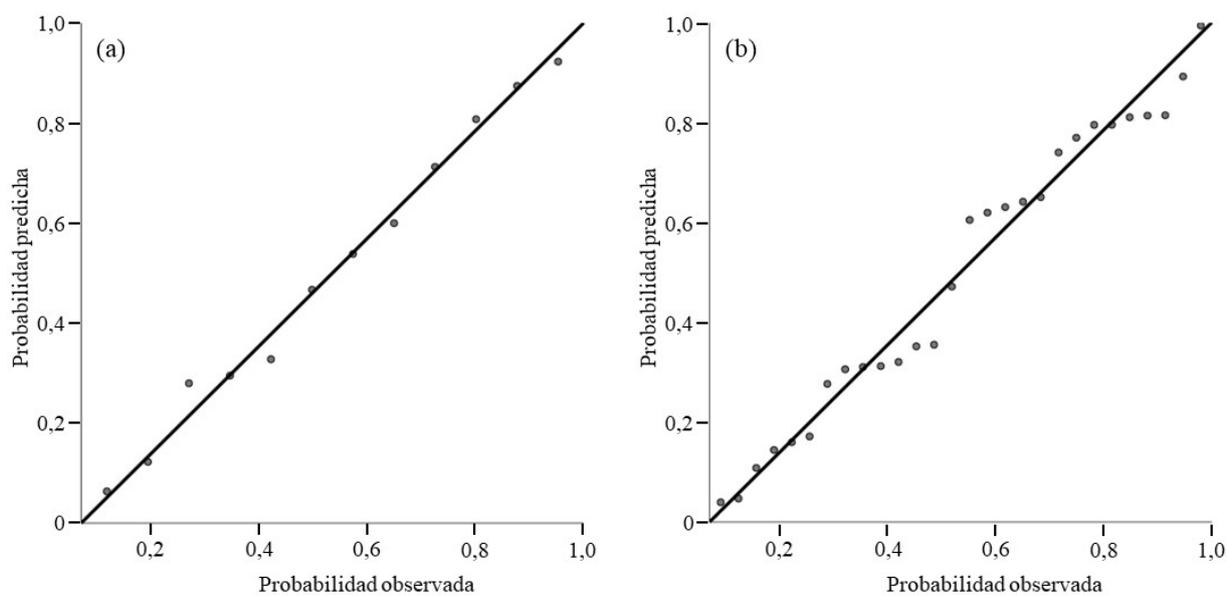


Fig. 5.31. Relación entre valores observados y predichos de CRIS según modelo de regresión para: (a) sedimentos marinos (Ec. 1) y (b) sedimentos costeros (Ec. 2).



## CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

---

*“Escribe lo que no deba ser olvidado”*

**Isabel Allende**

## 6 CONCLUSIONES

En esta Tesis Doctoral se ha evaluado la presencia de microplásticos en sedimentos costeros de doce playas localizadas en la ribera continental y cordón litoral del mar Menor, así como en sedimentos marinos del puerto de Cartagena y su playa adyacente, Cala Cortina, y en muestras del tracto gastrointestinal de la especie de interés comercial *Sparus aurata*. La separación por densidad empleando NaCl de 120 g/l permitió aislar, de forma eficiente, microplásticos en todas las muestras analizadas, aunque para las muestras de sedimento marino y *Sparus aurata* fue necesario incluir un proceso de digestión de la materia orgánica con KOH al 10% y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30%, respectivamente. Posteriormente, todas las muestras fueron procesadas mediante microscopia trinocular y espectrofotometría infrarroja con transformada de Fourier, confirmándose como una metodología sencilla para la identificación de microplásticos, y que ha permitido establecer las siguientes conclusiones:

A) Para las muestras de sedimentos costeros del mar Menor:

1. Se ha trabajado con un total de 13.617,40 g de sedimento seco costero, aislándose 1.497 partículas de ML y confirmándose como microplásticos 686 (45,82%) lo que supone una media de  $52,46 \pm 5,26$  MP/kg s.s. que aparecieron mayoritariamente bajo la forma FR, seguido de FB, FI y BD, indicando una prevalencia de microplásticos secundarios sobre primarios.
2. El tamaño tamaño medio de MP se correlacionó negativamente y de forma significativa con el tamaño del grano de los sedimentos, resultando que a menor

tamaño de partícula de arena mayor fue el tamaño medio de los MP en las distintas estaciones de muestreo.

3. Para el conjunto de estaciones se identificaron MP en 13 colores distintos, lo que demuestra su origen múltiple y su distribución ubicua, incluso en zonas protegidas, siendo el blanco (26,42%) el más abundante, seguido del azul (22,79%) y el beige (17,42%), además se observó que el color blanco fue dominante en los microplásticos particulados, mientras que las FB fueron mayoritariamente azules.
4. Se identificaron 18 familias poliméricas, aunque el LDPE (43,21%) HDPE (14,98%) y PV (12,73%) fueron los más identificados. Esta conclusión estaría vinculada al elevado uso que se hace de estos tres polímeros en materiales agrícolas y construcciones navales, lo que señala a la agricultura, los puertos deportivos y los clubes náuticos existentes en el entorno estudiado como fuentes de origen de estos MP, y establece la necesidad de una mejora en la gestión de residuos y limpieza de playas.
5. La presencia de vegetación en zonas supramareales podría actuar como elemento de contención de MP, y la proximidad a los cultivos condicionar la forma y tipo de MP aislado, puesto que la concentración media para el conjunto de las estaciones localizadas en estas áreas fue superior, de forma estadísticamente significativa, a la de las estaciones intermareales, así como la concentración media obtenida para FI y para los polímeros HDPE y PC

6. El episodio de lluvias torrenciales ocasionado por la DANA de 2019 arrastró MP desde fuentes terrestres hacia la costa. Sin embargo, aunque se vio incrementada su concentración media y disminuyó el tamaño medio y el número de polímeros identificados, ninguna de las diferencias se presentó con significación estadística.

B) Para las muestras de doradas (*Sparus aurata*) del mar Menor:

7. Se ha trabajado con 17 doradas salvajes capturadas en el mar Menor, de talla y peso comprendidos entre 22,5 y 42 cm, y 208,5 y 801 g, respectivamente, aislándose del tracto gastrointestinal un total de 692 partículas de ML. De ellas, se confirmaron como MP el 40,32%, con una correlación positiva y estadísticamente significativa entre ambas concentraciones ( $r = 0,763$ ,  $p = 0,000$ ) y sin correlación entre estas y los distintos parámetros biológicos de la dorada.
8. Todos los individuos estudiados presentaron MP, aunque por órgano analizado la concentración de MP fue más del doble en estómago (3.912,06 MP/kg) que en intestino (1.562,17 MP/kg), observándose también una selección en el paso de las formas FB desde el estómago hacia el intestino en detrimento de las otras formas particuladas, con diferencias estadísticamente significativas.
9. Tanto en estómago como en intestino, los MP presentaron mayoritariamente la forma FB (71,68%), seguida de FR (21,15%), FI (6,81%) y BD (0,36%), resultados que podrían explicarse por la mayor abundancia de este tipo de forma en el medio marino, debido a la presencia, rotura y pérdida de redes y aparejos

de pesca en el mar, junto con una mayor facilidad de degradación de las FB respecto de otras formas.

10. El tamaño medio de MP en el tracto gastrointestinal fue de  $0,83 \pm 0,04$  mm, sin que se dieran diferencias estadísticamente significativas entre estómago e intestino, aunque el rango de tamaño más común en las muestras de estómago fue inferior (200–400  $\mu\text{m}$ ) al obtenido en las muestras de intestino (1–2 mm), Tampoco se observaron diferencias estadísticamente significativas entre el tamaño medio del MP y las características biológicas de la dorada.
11. Los MP se clasificaron en 8 colores distintos, siendo el blanco el más frecuente (63,08%), tanto en estómago (67,15%) como en intestino (59,34%), seguido del azul (23,30%), tal y como sucede en los MP presentes en las muestras de sedimento costero del mar Menor.
12. Se identificaron 9 familias de polímeros en el tracto gastrointestinal de dorada, siendo HDPE y LDPE los más abundantes, tanto en las muestras de estómago (LDPE: 34,55%; HDPE 27,40%) como en las de intestino (LDPE: 36,05%; HDPE: 30,77%) tal y como ocurrió en los MP presentes en las muestras de sedimento costero del mar Menor.

C) Para las muestras de sedimentos costeros de Cala Cortina y sedimentos marinos del puerto de Cartagena:

13. Se han procesado en total 5.530,50 g de sedimento marino seco y 4.082,42 g de sedimento costero seco, de donde se aislaron unas concentraciones medias de MP de 19,37 y 30,01 MP/kg s.s., respectivamente, resultando inferiores con significación estadística a las obtenidas en sedimentos costeros del mar Menor.
14. Tanto en sedimentos marinos como costeros, la forma de MP más aislada fue la FB y los colores predominantes fueron el blanco y el azul, aunque en sedimento costero las FB aparecieron con mayor frecuencia en color azul (45,57%).
15. Se identificaron 12 grupos de polímeros distintos en sedimento marino y 9 en sedimento costero. En sedimento marino, el PV fue el más abundante seguido de PE y PP, mientras que en sedimento costero fueron LDPE y PP. Los polímeros menos densos, como LDPE, HDPE y PP, se encontraron principalmente en los sedimentos marinos menos profundos y en zonas más cercanas al mar en sedimentos costeros; sin embargo, el PV, de mayor densidad, apareció mayoritariamente también en sedimentos marinos de la zona menos profunda, lo que sugiere que además de la densidad de los polímeros deben de existir otras variables relacionadas con dinámicas marinas que intervengan en la distribución de los MP.
16. El análisis por mes de muestreo mostró diferencias con significación estadística en la concentración media de FB para las muestras de Cala Cortina, que resultó superior en las muestras de junio respecto a las de septiembre ( $p = 0,008$ ) y abril ( $p = 0,004$ ), lo que podría indicar el origen textil de las FB, asociado con la mayor afluencia de bañistas en temporada estival.

17. El gradiente de concentración total de MP, desde las zonas más alejadas de la orilla, en sedimentos costeros, hacia el punto de muestreo de mayor profundidad, en sedimentos marinos, nos indica un proceso de contaminación con origen en tierra y destino el mar, más que en sentido contrario.
18. En sedimentos marinos, el valor del índice de carbonilo y vinilo indicaron un efecto protector de la profundidad en cuanto a la capacidad de degradación y oxidación de los polímeros, probablemente relacionado con la variación de parámetros ambientales, como temperatura o radiación solar ultravioleta, que intervienen activamente en su degradación natural.
19. En sedimentos costeros, los índices de carbonilo y vinilo fueron más altos en las muestras tomadas cerca de la línea de marea alta, indicando una intensificación de los procesos de degradación probablemente originado por la acción mecánica de las olas y la influencia del oxígeno marino.
20. Los modelos generalizados de regresión lineal desarrollados según los índices de carbonilo y vinilo confirmaron la relación entre ambos y los cambios en la cristalinidad del polímero, aunque una proporción significativa de la varianza quedaba sin explicar, debido, probablemente, a que las variaciones en ambos índices atienden más cambios superficiales y la variación de la cristalinidad implica cambios estructurales en el polímero.

CAPÍTULO 7.  
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

## 7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abayomi, O.A., Range, P., Al-Ghouti, M.A., Obbard, J.P., Almeer, S.H., Ben-Hamadou, R. (2017). Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 124, 181–188.
- Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Hassanaghaei, M. (2018). Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere*, 205, 80-87.
- Abe, Y., Yamaguchi, M., Mutsuga, M., Akiyama, H., Kawamura, Y. (2013). Volatile substances in polymer toys made from butadiene and styrene. *American Journal of Analytical Chemistry*, 4 (5), 31567.
- Abidli, S., Antunes, J.C., Ferreira, J.L., Lahbib, Y., Sobral, P., El Menif, N.T. (2018). Microplastics in sediments from the littoral zone of the north Tunisian coast (Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 205, 1-9.
- Abidli, S., Akkari, N., Lahbib, Y., Trigui El Menif, N. (2021). First evaluation of microplastics in two commercial fish species from the lagoons of Bizerte and Ghar El Melh (Northern Tunisia). *Regional Studies in Marine Science*, 41, 101581.
- Acosta-Coley, I., Olivero-Verbel, J. (2015). Microplastic resin pellets on an urban tropical beach in Colombia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(7), 1-14.

- Adams, J.K., Dean, B.Y., Athey, S.N., Jantunen, L.M., Bernstein, S., Stern, G., Diamond, M.L., Finkelstein, S.A., 2021. Anthropogenic particles (including microfibers and microplastics) in marine sediments of the Canadian Arctic. *Science of The Total Environment*, 784, 147155.
- Adomat, Y., Grischek, T. (2021). Sampling and processing methods of microplastics in river sediments-A review. *Science of The Total Environment*, 758, 143691.
- Ahmad, M., Li, j-L., Wang, P-D., Hozzein, W.N., Li, W-J. (2020). Environmental perspectives of microplastic pollution in the aquatic environment: a review. *Marine Life Science & Technology*, 2 (4), 414-430.
- Akkajit, P., Tipmanee, D., Cherdsookjai, P., Suteerasak, T., Thongnonghin, S., 2021. Occurrence and distribution of microplastics in beach sediments along Phuket coastline. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112496.
- Alcolea, A., Contreras, S., Hunink, J.E., García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J. (2019). Hydrogeological modelling for the watershed management of the Mar Menor coastal lagoon (Spain). *Science of The Total Environment*, 663, 901-914
- Almond, J., Piriya S., Wenzel, M.N., Hill, G., Wallis, C. (2020). Determination of the carbonyl index of polyethylene and polypropylene using specified area under band methodology with ATR-FTIR spectroscopy. *e-Polymers*, 20 (1), 369-381.

- Alomar, C., Estarellas, F., Deudero, D. (2016). Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, 115, 1-10.
- Alomar, C., Sureda, A., Capó, X., Guijarro, B., Tejada, S., Deudero, S. (2017). Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus Linnaeus*, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress. *Environmental Research*, 159, 135-142.
- Alomar, C., Sanz-Martín, M., Compa, M., Rios-Fuster, B., Álvarez, E., Ripolles, V., Valencia, J.M., Deudero, S. (2021). Microplastic ingestion in reared aquaculture fish: Biological responses to low-density polyethylene controlled diets in *Sparus aurata*. *Environmental Pollution*, 280, 116960.
- Álvarez-Rogel, J., Ramos-Aparicio, M.J., Delgado-Iniesta, M.J., Arnaldos-Lozano, R. (2004). Metals and soils and above-ground biomass of plants from a salt marsh polluted by mine wastes in the coast of Mar Menor Lagoon, SE Spain. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13(3), 274-278.
- Álvarez-Rogel, J., Barberá, G.G., Maxwell, B., Guerrero-Brotons, M., Díaz-García, C., Martínez-Sánchez, J.J., Sallent, A., Martínez-Ródenas, J., González-Alcaraz, M.N., Jiménez-Cárceles, F.J., Tercero, C., Gómez, R. (2020). The case of Mar Menor eutrophication: State of the art and description of tested Nature-Based Solutions. *Ecological Engineering*, 158, 106086.

- Alvarez-Zeferino, J.C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A.A., Martínez-Salvador, C., Vázquez-Morillas, A. (2020). Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation & Recycling*, 155, 104633.
- Anastasopoulou, A., Viršek, M.K., Varezić, D.B., Digka, N., Fortibuoni, T., Koren, S., Mandić, M., Mytilineou, C., Pešić, A., Ronchi, F., Šiljić, J., Torre, M., Tsangaris, C., Tutman, P. (2018). Assessment on marine litter ingested by fish in the Adriatic and NE Ionian Sea macro-region (Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 133, 841–851.
- Andrade, J. M., Ferreiro, B., López-Mahía, P., Muniategui-Lorenzo, S. (2020). Standardization of the minimum information for publication of infrared-related data when microplastics are characterized. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111035.
- Andrady, A.L., Pegram, J.E., Tropsha, Y. (1993). Changes in carbonyl index and average molecular weight on embrittlement of enhanced-photodegradable polyethylenes. *Journal of Environmental Polymer Degradation*, 1(3), 171-179.
- Andrady, A.L. Microplastics in the marine environment. (2011). *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1596–1605.
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119 (1), 12-22.

- Aparicio del Moral, J. O., Candela Lledó, L., Alfranca Burriel, Ò., García Aróstegui, J. L. (2017). Economic evaluation of small desalination plants from brackish aquifers. Application to Campo de Cartagena (SE Spain). *Desalination*, 411, 38-44.
- Araujo, C.F., Nolasco, M.M., Ribeiro, A.M.P., Ribeiro-Claro, P.J.A. (2018). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, 142, 426-440.
- Arcangeli, A., Campana, I., Angeletti, D., Atzori, F., Azzolin, M., Carosso, L., Di Miccoli, V., Giacoletti, V., Gregoriotti, M., Luperini, C., Paraboschi, M., Pellegrino, G., Ramazio, M., Sarà, G., Crosti, R. (2017). Amount, composition, and spatial distribution of floating macro litter along fixed trans-border transects in the Mediterranean basin. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 545-554.
- Arias, A. (1976). Sobre la biología de la dorada, *Sparus aurata L.*, de los esteros de la provincia de Cádiz. *Inv.Pesq.*, 40: 201-222.
- Arias, A. (1980). Crecimiento, régimen alimentario y reproducción de la dorada (*Sparus aurata L.*) y del robalo (*Dicentrarchus labrax L.*) en los esteros de Cádiz. *Inv.Pesq.*, 44(1): 59-83.
- Arthur, C., Baker, J.E., Bamford, H.A. (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris, September 9-11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA.

- Atamanalp, M., Köktürk, M., Uçar, A., Duyar, H.A., Özdemir, S., Parlak, V., Esenbuğa, N., Alak, G. (2021). Microplastics in tissues (brain, gill, muscle and gastrointestinal) of *Mullus barbatus* and *Alosa immaculata*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 81(3), 460-469.
- Auta, H.S., Emenike, C.U., Jayanthi, B., Fauziah, S.H. (2018). Growth kinetics and biodeterioration of polypropylene microplastics by *Bacillus* sp. and *Rhodococcus* sp. isolated from mangrove sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 15–21.
- Aytan, U., Esensoy, F.B., Senturk, Y., Arifoğlu, E., Karaoğlu, K., Ceylan, Y., ValenteA. (2021). Plastic occurrence in commercial fish species of the Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22, 12.
- Baalkhuyur, F.M., Bin Dohaish, E.A., Elhalwagy, M.E.A., Alikunhi, N.M., AlSuwailem, A.M., Røstad, A., Coker, D.J., Berumen, M.L., Duarte, C.M. (2018). Microplastic in the gastrointestinal tract of fishes along the Saudi Arabian Red Sea coast. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 407-415.
- Baalkhuyur, F.M., Qurban, M.A., Panickan, P., Duarte, C.M. (2020). Microplastics in fishes of commercial and ecological importance from the Western Arabian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 152. 110920.
- Bagaev, A., Khatmullina, L., Chubarenko, I. (2018). Anthropogenic microlitter in the Baltic Sea water column. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 918-923.

- Bai, B., Liu, Y., Meng, X., Liu, C., Zhang, H., Zhang, W., Jin, H. (2020). Experimental investigation on gasification characteristics of polycarbonate (PC) microplastics in supercritical water. *Journal of the Energy Institute*, 93, 624–633.
- Baini, M., Fossi, M.C., Galli, M., Caliani, I., Campani, T., Finoia, M.G., Cristina Panti, C. (2018). Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy): The application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 543–552.
- Ballesteros Pelegrín, G. A., Belmonte Serrato, F., Sánchez-Sánchez, M.A. (2018). Las encañizadas del Mar Menor (Murcia, SE España). *Cuadernos Geográficos*, 57(3), 222-242.
- Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Guilhermino, L. (2018a). Single and combined effects of microplastics and mercury on juveniles of the European seabass (*Dicentrarchus labrax*): changes in behavioural responses and reduction of swimming velocity and resistance time. *Environmental Pollution*, 236, 1014-1019.
- Barboza L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., Guilhermino, L. (2018b). Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology*, 195, 49-57.
- Barboza, L.G.A., Lopes, C., Oliveira, P., Bessa, F., Otero, V., Henriques, B., Raimundo, J., Caetano, M., Vale, C., Guilhermino, L. (2019). Microplastics in wild

- fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. *Science of The Total Environment*, 717, 134625.
- Barboza L.G.A., Cunha, S.C., Monteiro, C., Fernandes, J.O., Guilhermino, L. (2020). Bisphenol A and its analogs in muscle and liver of fish from the North East Atlantic Ocean in relation to microplastic contamination. Exposure and risk to human consumers. *Journal of Hazardous Materials*, 393, 122419.
- 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.
- Barragán J.M., Sanabria, J.G. (2016). Estrategia de gestión integrada de zonas costeras para el Sistema Socio-Ecológico del Mar Menor (SSEMM). Consejería de Fomento e Infraestructuras. Dirección General de Transportes, Costas y Puertos. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Barrett, J., Chase, Z., Zhang, J., Holl, M.M.B., Willis, K., Williams, A., Hardesty, B.D., Wilcox, C. (2020). Microplastic pollution in deep-sea sediments from the Great Australian Bight. *Frontiers in Marine Science*, 808.
- 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.

- Battisti, C., Fanelli, G., Filpa, A., Cerfolli, F. (2020). Giant Reed (*Arundo donax*) wrack as sink for plastic beach litter: First evidence and implication. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111179.
- Bauchot, M.L., Hureau, J.C. (1986). Sparidae. En: Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. (P.J.P. Whitehead, M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nilsen y E. Tortonese, Eds.) UNESCO, U.K., 883-907.
- Bayo, J., Angosto, J. M., Gómez-López, M.D. (2009). Ecotoxicological screening of reclaimed disinfected wastewater by *Vibrio fischeri* bioassay after a chlorination-dechlorination process. *Journal of Hazardous Materials*, 172 (1), 166-171.
- Bayo, J., Martínez, A., Guillén, M., Olmos, S., Roca, M.J., Alcolea, A. (2017). Microbeads in commercial facial cleansers: Threatening the environment. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 45(7), 1-11
- Bayo, J., Olmos, S., López-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, 238: 124593.
- Bayo, J., Ramos, B., López-Castellanos, J., Rojo, D., Olmos, S. (2022). Lack of Evidence for Microplastic Contamination from Water-Soluble Detergent Capsules. *Microplastics*, 1(1), 121-140.
- Baztan, J., Carrasco, A., Chouinard, O., Cleaud, M., Gabaldon, J. E., Huck, T., Vanderlinden, J.P. (2014). Protected areas in the Atlantic facing the hazards of

- micro-plastic pollution: first diagnosis of three islands in the Canary Current. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2), 302-311.
- Bellas, J., Martínez-Armental J., Martínez-Cámara, A., Besada, V., Martínez-Gómez, C. (2016). Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 109, 55–60.
- Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Boldrocchi, G., Bettinetti, R. (2021). The extraction of microplastics from sediments: An overview of existing methods and the proposal of a new and green alternative. *Chemosphere*, 278, 130357.
- Ben-David, E.A., Habibi, M., Haddad, E., Hasanin, M., Angel, D.L., Booth, A.M., Sabbah, I. (2021). Microplastic distributions in a domestic wastewater treatment plant: Removal efficiency, seasonal variation and influence of sampling technique. *Science of The Total Environment*, 752, 141880.
- Berge, B., Peseux, J. (2000) Variable focal lens controlled by an external voltage: an application of electrowetting. *European Physical Journal*, 3 (2), 159-163.
- Beriot, N., Peek, J., Zornoza, R., Geissen, V., Huerta Lwanga, E. (2021). Low density-microplastics detected in sheep faeces and soil: A case study from the intensive vegetable farming in Southeast Spain. *Science of The Total Environment*, 755(1), 142653.
- Besseling, E., Wang, B., Lürling, M., Koelmans, A.A. (2014). Nanoplastic Affects Growth of *S. obliquus* and Reproduction of *D. magna*. *Environmental Science & Technology*, 48 (20), 12336-12343.

- Besseling, E., Foekema, E.M., van den Heuvel-Greve, M.J., Koelmans, A.A. (2017). The effect of microplastic on the uptake of chemicals by the lugworm *Arenicola marina* (L.) under environmentally relevant exposure conditions. *Environmental Science & Technology*, 51(15), 8795-8804.
- Betts, K., (2008). Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environmental Science & Technology*, 42, 8995.
- Bhargava, S., Chen Lee, S.S., Min Ying, L.S., Neo, M. L. Lay-Ming Teo, S., Valiyaveetil, S. (2018). Fate of nanoplastics in marine larvae: a case study using barnacles, *Amphibalanus amphitrite*. *ACS Sustainable chemistry & engineering*, 6 (5), 6932-6940.
- Birch, Q.T., Potter, P.M., Pinto, P.X., Dionysiou, D.D., Al-Abed, S. R. (2021). Isotope ratio mass spectrometry and spectroscopic techniques for microplastics characterization. *Talanta*, 224, 121743.
- Bissen, R., Chawchai, S. (2020). Microplastics on beaches along the eastern Gulf of Thailand. A preliminary Study. *Marine Pollution Bulletin*, 157, 111345.
- Blašković, A., Guerranti, C., Fastelli, P., Anselmi, S., Renzi, M. (2018). Plastic levels in sediments closed to Cecina River estuary (Tuscany, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 135, 105-109.

- Blumenröder, J., Secheta, P., Kakkonenb, J.E., Hartla, M.G.J. (2017). Microplastic contamination of intertidal sediments of Scapa Flow, Orkney: A first assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 124, 112–120.
- Bohdan, K. (2022). Estimating global marine surface microplastic abundance: systematic literature review. *Science of The Total Environment*, 832, 155064.
- Bolívar-Subirats G, Rivetti C, Cortina-Puig M, Barata C, Lacorte S. (2021). Occurrence, toxicity, and risk assessment of plastic additives in Besos river, Spain. *Chemosphere*, 263,128022.
- Boni, W., Arbuckle-Keil, G., Fahrenfeld, N.L. (2022). Inter-storm variation in microplastic concentration and polymer type at stormwater outfalls and a bioretention basin. *Science of The Total Environment*, 809, 151104.
- Bottari, T., Savoca, S., Mancuso, M., Capillo, G., GiuseppePanarello, G., Bonsignore, M., Crupi, R., Sanfilippo, M., D'Urso, L., Compagnini, G., Neri, F., Romeo, T., Luna, G.M., Spanòh, N., Fazioe, E. (2019). Plastics occurrence in the gastrointestinal tract of *Zeus faber* and *Lepidopus caudatus* from the Tyrrhenian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 408–416.
- Botterell, Z.L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R.C., Lindeque, P.K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245,98–110

- Bowley, J., Baker-Austin, C., Porter, A., Hartnell, R., Lewis, C. (2021). Oceanic Hitchhikers – Assessing Pathogen Risks from Marine Microplastic. *Trends in microbiology*, 29 (2), 107-116.
- Brach, L., Deixonne, P., Bernard, M.F., Durand, E., Desjean, M.C., Perez, E., van Seville, E., Ter Halle, A., 2018. Anticyclonic eddies increase accumulation of microplastic in the North Atlantic subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 126, 191–196.
- Brandon, J., Goldstein, M., Ohman, M.D. (2016). Long-term aging and degradation of microplastic particles: comparing in situ oceanic and experimental weathering patterns. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 299-308.
- Brennecke, D., Ferreira, E.C., Costa, T.M., Appel, D., da Gama, B.A., Lenz, M. (2015). Ingested microplastics (>100 nm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Marine Pollution Bulletin*, 96 (1-2), 491-495.
- Bridson, J.H., Patel, M., Lewis, A., Gaw, S., Parker, K. (2020). Microplastic contamination in Auckland (New Zealand) beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110867.
- 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.S., Thompson, R.C. (2010). Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science & Technology*, 44 (9), 3404-3409.
- 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., 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.
- Buceta, J.L., Gamund, J.L.G., Martínez-Gil, M. (2017). Seguimiento de basuras marinas en playas españolas. *Revista Digital del Cedex*, (188), 81-81.
- Bucol, L.A., Romano, E.F., Cabcaban, S.M., Siplon, L.M.D., Madrid, G.C., Bucol, A.A. (2020). Microplastics in marine sediments and rabbitfish (*Siganus fuscescens*) from selected coastal areas of Negros Oriental, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110685.
- Calero, M., Godoy, V., Quesada, L., Martín-Lara, M.A. (2021). Green strategies for microplastics reduction. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 28, 100442.
- Campanale C, Massarelli C, Savino I, Locaputo V, Uricchio VF. (2020a). A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on

- Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212.
- Campanale, C., Savino, I., Pojar, I., Massarelli, C., Uricchio, V.F. (2020b). A Practical overview of methodologies for sampling and analysis of microplastics in riverine environments. *Sustainability*, 12, 6755.
- Campanale, C., Dierkes, G., Massarelli, C., Bagnuolo, G., Uricchio, V.F. (2020c). A relevant screening of organic contaminants present on freshwater and pre-production microplastics. *Toxics*, 8 (4), 100.
- Campbell, S.H., Williamson, P.R., Hall, B.D. (2017). Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *Facets*, 2(1), 395-409.
- Capillo, G., Savoca, S., Panarello, G., Mancuso, M., Branca, C., Romano, V., D'Angelo, G., Bottari, T., Spanò, T. (2020). Quali-quantitative analysis of plastics and synthetic microfibers found in demersal species from Southern Tyrrhenian Sea (Central Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110596.
- Capó, X., Alomar, C., Compa, M., Sole, M., Sanahuja, I., Soliz, D.L., Paniagua, G., Garcinuño, R.M., Deudero, S. (2022). Quantification of differential tissue biomarker responses to microplastic ingestion and plasticizer bioaccumulation in aquaculture reared sea bream *Sparus aurata*. *Environmental Research*, 211, 113063.

- Carderer Reig., A. (2001). Influencia de la temperatura y la salinidad sobre el crecimiento y consumo de oxígeno de la dorada (*Sparus aurata L.*). Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- Carpenter, E.J., Smith, K.L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175 (4027), 1240–1241.
- Carson, H. S. (2013). The incidence of plastic ingestion by fishes: From the prey's perspective. *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 170-174.
- Carutasu, N.L., Simion, I., Carutasu, G., Jiga, G., Arion, A.F. (2015). Experimental test for elastic and mechanical evaluation of ABS plastic used in 3D printing. *Materiale Plastice*, 52, 398.
- Casalduero, F.G., Esplá, A.R., Muñoz, A.I., Castillo, F.G., Hernández, F.M., González-Carrión, F. (2016). Alloctonous marine invertebrates in the Mar Menor lagoon. En: *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado* (157-78). Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad.
- Cashman, M.A., Langknecht, T., El Khatib, D., Burgess, R.M., Boving, T.B., Robinson, S., Ho, K.T. (2022). Quantification of microplastics in sediments from Narragansett Bay, Rhode Island USA using a novel isolation and extraction method. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113254.

- Castelló-Orvay, F., Calderer, A. (1993). Growth of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) under different culture conditions. *Special Publication European Aquaculture Society*, 18, 227-233.
- Castro, R. O., da Silva, M. L., Marques, M. R., de Araújo, F. V. (2020). Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111537.
- Catarino, A.I., Kramm, J., Völker, C., Henry, T.B., Everaert, G. (2021). Risk posed by microplastics: Scientific evidence and public perception. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 29, 100467.
- Cau, A., Avio, C.G., Dessì, C., Follesa, M.C., Moccia, D., Regoli, F., Pusceddu, A. (2019). Microplastics in the crustaceans *Nephrops norvegicus* and *Aristeus antennatus*: flagship species for deep-sea environments? *Environmental Pollution*, 255, 113107.
- Cedervall, T., Hansson, L.-A., Lard, M., Frohm, B., Linse, S., (2012). Food chain transport of nanoparticles affects behaviour and fat metabolism in fish. *PloS one*, 7(2), e32254.
- CEDEX. (2017a). Asistencia técnica en las tareas de implantación de la Directiva Marco de la Estrategia Marina. Diseño, desarrollo y ejecución del Programa de Seguimiento de micropartículas en playas (BM-6) – 2016 (Informe final, tomo único). (<https://www.miteco.gob.es/es/costas/>)

- CEDEX. (2017b). Estudio sobre identificación de fuentes y estimación de aportes de microplásticos al medio marino. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. (<https://www.miteco.gob.es/es/costas/>)
- CEDEX (2018). Microparticle Monitoring Program on Beaches (BM-6) - 2018. In: Technical Report for the Ministry for the Ecological Transition and the Demographic Challenge, p. 132. (<https://www.miteco.gob.es/es/costas/>)
- CEDEX (2019). Microparticle Monitoring Program on Beaches (BM-6) - 2019. Technical Report for the Ministry for the Ecological Transition and the Demographic Challenge, 211 p. (<https://www.miteco.gob.es/es/costas/>).
- CEDEX (2020). Informe específico. Plan para la Protección del borde litoral del Mar Menor (E.S.T. 2017-2020/59) Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dirección General de la Costa y el Mar. (<https://www.miteco.gob.es/es/costas/>)
- Chen, Q., Gundlach, M., Yang, S., Jiang, J., Velki, M., Yin, D., Hollert, H. (2017). Quantitative investigation of the mechanisms of micro-plastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. *Science of the Total Environment*, 584, 1022-1031.
- Chen, Y., Li, T., Hu, H., Ao., H., Xiong, X., Shi, H., Wu, C. (2021). Transport and fate of microplastics in constructed wetlands: A microcosm study. *Journal of Hazardous Materials*, 415, 125615.

- Cheung, P.K., Cheung, L.T.O., Fok, L. (2016). Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in the estuary of a subtropical macro-scale drainage basin in South China. *Science of the Total Environment*, 562, 658–665.
- Cheung, L.T.O., Lui, C.Y., Fok, L. (2018). Microplastic contamination of wild and captive flathead grey mullet (*Mugil cephalus*). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(4), 597.
- Chouchene, K., Prata, J.C., da Costa, J., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., Ksibi, M. (2021). Microplastics on Barra beach sediments in Aveiro, Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112264.
- Cimmaruta, R., Giovannini, S., Bianchi, J., Matiddi, M., Bellisario, B., Nascetti, G. (2022). Microplastics occurrence in fish with different habits from the central Tyrrhenian Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 52, 102251.
- Cincinelli, A., Martellini, T., Guerranti, C., Scopetani, C., Chelazzi, D., Giarrizzo, T. (2019). A potpourri of microplastics in the sea surface and water column of the Mediterranean Sea. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 321-326.
- Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Martellini, T., Pogojeva, M., Slobodnik, J. (2021). Microplastics in the Black Sea sediments. *Science of the Total Environment*, 760, 143898.
- Cirera, L., García-Marcos, L., Giménez, J., Moreno-Grau, S., Tobías, A., Pérez-Fernández, V., Elvira-Rendueles, B., Guillén, J.J., Navarro, C., 2012. Daily effects of air pollutants and pollen types on asthma and COPD hospital emergency visits in

- the industrial and Mediterranean spanish city of Cartagena. *Allergologia et Immunopathologia*, 40 (4), 231–237.
- 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, 2199–2204.
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 227-233.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2588-2597.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646-6655.
- 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 (1), 1-8.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Galloway, T.S. (2015). The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science & Technology*, 49 (2), 1130-1137.

- Collard, F., Gilbert, B., Compère, P., Eppe, G., Das, K., Jauniaux, T., Parmentier, E. (2017). Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environmental Pollution*, 229, 1000-1005.
- Collignon, A., Hecq, J.H., Galgani, F., Voisin, P., Collard, F., Goffart, A. (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the north western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (4), 861-864.
- Collignon, A., Hecq, J.H., Galgani, F., Collard, F., Goffart, A. (2014). Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean-Corsica), *Marine Pollution Bulletin*, 79 (1-2), 293-298.
- Colomw, X., Cañavate, J., Pagés, P., Saurina, J., Carrasco, F. (2000). Changes in crystallinity of the HDPE matrix in composites with cellulosic fiber using DSC and FTIR. *Journal of Reinforced Plastics and Composites*, 19 (10), 818-830.
- COM/2018/028. (2018). Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Una estrategia europea para el plástico en una economía circular.
- COM/2020/98. (2020). Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Nuevo Plan de acción para la economía circular por una Europa más limpia y más competitiva.
- Compa, M., Ventero, A., Iglesias, M., Deudero, S. (2018). Ingestion of microplastics and natural fibres in *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) and *Engraulis*

- encrasicolus* (Linnaeus, 1758) along the Spanish Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 89–96.
- Conesa, H.M., Jiménez-Cárceles, F. (2007). The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (7), 839-849.
- Constant, M., Kerhervé, P., Mino-Vercellio-Verollet, M., Dumontier, M., Sánchez Vidald, A., Canals, M., Heussner, S. (2019). Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 142, 263–273.
- Coppock, R. L., Cole, M., Lindeque, P. K., Queirós, A. M., Galloway, T.S. (2017). A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. *Environmental Pollution*, 230, 829-837.
- Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., Grifi, M. (2009). Plastics and beaches: A degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin*, 58(1), 80-84.
- Corcoran, P.L., de HaanWard, J., Arturo, I.A., Belontz, S.L., Moore, T., Hill-Svehla, C.M., Robertson, K., Wood, K., Jazvac, K. (2020). A comprehensive investigation of industrial plastic pellets on beaches across the Laurentian Great Lakes and the factors governing their distribution. *Science of The Total Environment*, 747, 141227.
- Costa, M.F., Ivar do Sul, J.A., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., Spengler, Â., Tourinho, P.S. (2010). On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. *Environmental Monitoring and Assessment* 168(1), 299-304.

- Courtene-Jones, W., Quinn, B., Gary, S.F., Mogg, A.O.M., Narayanaswamy, B.E. (2017). Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 231, 271-280.
- Courtene-Jones, C., Quinn, B., Ewins, C., Gary, S.F. Narayanaswamy, B.E. (2020). Microplastic accumulation in deep-sea sediments from the Rockall Trough. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111092.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernández-León, S. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239–44.
- Crawford C.B., Quinn B. (2017a). 5-Microplastics, standardisation and spatial distribution. *Microplastic pollutants*, 101-130.
- Crawford C.B., Quinn B. (2017 b). Chapter 3 - Plastic production, waste and legislation. *Microplastic pollutants*, 39-56.
- da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T.A.P. (2017). Microplastics – occurrence, fate and behaviour in the environment. En: *Comprehensive Analytical Chemistry* (Vol. 75, pp. 1-24). Elsevier.
- da Costa, J.P., Reis, V., Paço, A., Costa, M., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T. (2019). Micro(nano)plastics – Analytical challenges towards risk evaluation. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 173-184.

- da Silva, E. F., de Fátima, D., Costa, Marcelo., Américo, C., Barroso, B., Cardozo, I., de Oliveira Costa, D.M., Meigikos, R., Vezzone, M. (2021). Evaluation of microplastic and marine debris on the beaches of Niterói Oceanic Region, Rio De Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113161.
- de Carvalho, D., Neto, J.A.B. (2016). Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 128, 10-17.
- de Haan, W.P., Sanchez-Vidal, A., Canals, M. (2019). Floating microplastics and aggregate formation in the Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 523–535.
- de Sá, L.C., Luís, L.G., Guilhermino, L. (2015). Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environmental Pollution*, 196, 359–362.
- 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):9629-38.
- de Vries, A.N., Govoni, D. Árnason, S.H., Carlsson, P. (2020). Microplastic ingestion by fish: body size, condition factor and gut fullness are not related to the amount of plastics consumed. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110827.
- 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), 146-55.

Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión, de 17 de mayo de 2017, por la que se establecen los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas, así como especificaciones y métodos normalizados de seguimiento y evaluación, y por la que se deroga la Decisión 2010/477/UE. Diario Oficial de las Unión Europea núm. 125, de 18 de mayo de 2017.

Decreto n.º 259/2019, de 10 de octubre, de declaración de Zonas Especiales de Conservación (ZEC), y de aprobación del Plan de gestión integral de los espacios protegidos del Mar Menor y la franja litoral mediterránea de la Región de Murcia. (BORM nº 242, de 19 de octubre de 2019).

Dehaut, A., Hermabessiere, L., Duflos, G., (2019). Current frontiers and recommendations for the study of microplastics in seafood. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 116, 346–359.

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.

De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D.C., Castro J.M., Antay, R., Yupanqui Fernández, N., Espinoza-Morriberón, D., Saldaña-Serrano, M. (2020a). Abundance and

- distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110877.
- De-la-Torre, G.E, Dioses-Salinas, D.C., Pizarro-Ortega, C.I., Saldaña-Serrano, M. (2020b). Global distribution of two polystyrene-derived contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111729.
- Derraik, J.G.B. (2002) The pollution of the marine environment by plastics debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (9), 842-852.
- Desforges, J.P.W., Galbraith, M., Dangerfield, N., Ross, P. S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 79 (1–2), 94-99.
- Díaz, A.R., Pedraza, A.C., Morales, A.P. (2017). Expansión urbana y turismo en la Comarca del Campo de Cartagena-Mar Menor (Murcia). Impacto en el sellado del suelo. *Cuadernos de turismo*, 39, 521–546.
- Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A., Zeri, C. (2018). Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 30–40.
- Dijkstra, H., Beukering, P., Brouwer, R. (2020). Business models and sustainable plastic management: A systematic review of the literature. *Journal of Cleaner Production*, 258, 120967.

- Ding, J-F., Li, J-X., Sun, C-J., He, C-F., Jiang, F-H., Gao, F-L., Zheng, L. (2018). Separation and Identification of Microplastics in Digestive System of Bivalves. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, 46 (5), 690-697.
- Ding, L., Zhang, S., Wang, X., Yang, X., Zhang, C., Qi, Y., Guo, X. (2020). The occurrence and distribution characteristics of microplastics in the agricultural soils of Shaanxi Province, in north-western China. *Science of The Total Environment*, 720, 137525.
- Dioses-Salinas, D.C., Pizarro-Ortega, C.I., De-la-Torre, G.E., (2020). A methodological approach of the current literature on microplastic contamination in terrestrial environments: Current knowledge and baseline considerations. *Science of The Total Environment*, 730, 139164.
- Directiva (UE) 2019/904, del Parlamento Europeo y del Consejo de 05 de junio de 2019 relativa a la reducción del impacto de determinados productos de plástico en el medio ambiente. Diario Oficial de las Comunidades europeas. L155 de 12 de junio de 2019.
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina). Diario Oficial de la Unión Europea, 164, de 25 de junio de 2008.

Directiva 92/43/CEE, del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 7-50.

Donohue, M.J., Masura, J., Gelatt, T., Ream, R., Baker, J.D., Faulhaber, K., Lerner, D.T. (2019). Evaluating exposure of northern fur seals, *Callorhinus ursinus*, to microplastic pollution through fecal analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 213-221.

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, 290–293.

Duan, J., Han, J., Cheung, S.G., Chong, R.K.Y., Lo, C-M., Lee, F. W-F., Xu, S.J-L., Yang, Y., Tam, N.F., Zhou, H.C. (2021). How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments of coastal wetlands: Case study in Shenzhen Bay, South China. *Science of The Total Environment*, 767, 144695.

Dyachenko, A., Mitchell, J., Arsem, N. (2017). Analytical methods extraction and identification of microplastic particles from secondary wastewater treatment plant (WWTP) effluent. *Analytical Methods*, 9, 1412-1418.

ECHA. European Chemical Agency. (2017). REACH. Available on: <https://echa.europa.eu/regulations/reach>

- ECHA. European Chemicals Agency. (2019). Annex XV Restriction Report Proposal for a Restriction. Report version number 1 (March 20th 2019). Helsinki.
- Edo, C., Tamayo-Belda, M., Martínez-Campos, S., Martín-Betancor, K., González-Pleiter, M., Pulido-Reyes, G., García-Ruiz, C., Zapata, F., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R. (2019). Occurrence and identification of microplastics along a beach in the Biosphere Reserve of Lanzarote. *Marine Pollution Bulletin*, 143, 220-227.
- Elizalde-Velázquez, A., Carcano, A.M., Crago, J., Green, M.J., Shah, S.A., Cañas-Carrell, J.E. (2020). Translocation, trophic transfer, accumulation and depuration of polystyrene microplastics in *Daphnia magna* and *Pimephales promelas*. *Environmental Pollution*, 259, 113937.
- Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9(12), e111913.
- Eriksson, C., Burton, H. (2003). Origins and Biological Accumulation of Small Plastic Particles in Fur Seals from Macquarie Island. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32 (6), 380-384.
- Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., Gibson, M.I., Christie-Oleza, J.A. (2019). Distribution of plastic polymer types in the marine environment A meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 369, 691-698.

- Espinosa, C., Cuesta, A., Esteban, M.A. (2017). Effects of dietary polyvinylchloride microparticles on general health, immune status and expression of several genes related to stress in gilthead seabream (*Sparus aurata L.*). *Fish & Shellfish Immunology*, 68, 251-259.
- Essel, R., Engel, L., Carus, M., Ahrens, R.H. (2015). Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany. *Texte*, 64 (2015), 1219-1226.
- Expósito, N., Rovira, J., Sierra, J., Folch, J., Schuhmacher, M. (2021). Microplastics levels, size, morphology and composition in marine water, sediments and sand beach Microplastics levels, size, morphology and composition in marine water, sediments and sand beaches. Case study of Tarragona coast (western Mediterranean). *Science of the Total Environment*, 786, 147453.
- Fagiano, V., Alomar, C., Compa, M., Soto-Navarro, J., Jordá, G., Deudero, S. (2022). Neustonic microplastics and zooplankton in coastal waters of Cabrera Marine Protected Area (Western Mediterranean Sea). *Science of The Total Environment*, 804, 150120.
- Fahrenfeld, N.L., Arbuckle-Keil, G., Beni, N.N., Bartelt-Hunt, S.L. (2019). Source tracking microplastics in the freshwater environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 248-254.
- Falahudin, D., Cordova, M.R., Sun, X., Yogasware, D., Wulandari, I., Hindarti, D., Arifin, Z. (2020). The first occurrence, spatial distribution and characteristics of

- microplastic particles in sediments from Banten Bay Indonesia. *Science of the Total Environment*, 705, 135304.
- Farrell, P., Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1-3.
- Fayolle, B., Richaud, E., Colin, X., Verdu, J. (2008). Degradation-induced embrittlement in semi-crystalline polymers having their amorphous phase in rubbery state. *Journal of Materials Science*, 43(22), 6999-7012.
- Fazey, F.M., Ryan, P.G., 2016. Biofouling on buoyant marine plastics: an experimental study into the effect of size on surface longevity. *Environmental Pollution*, 210, 354–360.
- Fernández-Díaz, C., Pascual, E., Yúfera, M. (1994). Feeding behaviour and prey size selection of gilthead seabream, *Sparus aurata*, larvae fed on inert and live food. *Marine Biology*, 118, 323–328.
- Fernández-González, V., Andrade-Garda, J.M., López-Mahía, P., Muniategui-Lorenzo, S. (2022). Misidentification of PVC microplastics in marine environmental samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 153, 116649.
- Filgueiras, A.V., Preciado, I., Cartón, A., Gago, J. (2020). Microplastic ingestion by pelagic and benthic fish and diet composition: A case study in the NW Iberian shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111623.

- Flor, G., Flor-Blanco, G. (2011). La influencia humana sobre las playas y estuarios de Galicia oriental y Asturias occidental.
- 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.
- Fossi, M.C., Romeo, T., Bains, M., Panti, C., Marsili, L., Campani, T., Canese, S., Galgani, F., Druon, J.N., Airoidi, S., Taddei, S., Fattorini, M., Brandini, C., Lapucci, C. (2017). Plastic Debris Occurrence, Convergence Areas and Fin Whales Feeding Ground in the Mediterranean Marine Protected Area Pelagos Sanctuary: A Modeling. Approach. *Frontiers in Marine Science*, 4, 167.
- Fraser, M.A., Chen, L., Ashar, M., Huang, W., Zeng, J., Zhang, C., Zhang, D. (2020). Occurrence and distribution of microplastics and polychlorinated biphenyls in sediments from the Qiantang River and Hangzhou Bay, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 196, 110536.
- Free, M.C., Jensen, O., 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.
- 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.P.G., Otero, V., Sobral, P. (2014). Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*. 95 (2014) 89-95.
- Frias, J. P., Gago, J., Otero, V., Sobral, P. (2016). Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. *Marine Environmental Research*, 114, 24-30.
- Frydkjær, C.K., Iversen, N., Roslev, P. (2017). Ingestion and Egestion of Microplastics by the Cladoceran *Daphnia magna*: Effects of Regular and Irregular Shaped Plastic and Sorbed Phenanthrene. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 99 (6), 655-661.
- Fu, Z., Chen, G., Wang, W., Wang, J. (2020). Microplastic pollution research methodologies, abundance, characteristics and risk assessments for aquatic biota in China. *Environmental Pollution*, 266, 115098.
- Gacía, E., Ballesteros, E. (2001). El impacto de las plantas desalinizadoras sobre el medio marino: la salmuera en las comunidades bentónicas mediterráneas. In *Conferencia Internacional: El Plan Hidrológico Nacional y la Gestión Sostenible del Agua. Aspectos Medioambientales, Reutilización y Desalación* (p. 10).
- Gagné, F. (2017). Toxicity and disruption of quorum sensing in *Aliivibrio fischeri* by environmental chemicals: Impacts of selected contaminants and microplastics. *Journal of Xenobiotics*, 7 (1), 7101.

- Gago, J., Portela, S., Filgueiras, A., Salinas, M.P., Macías, D. (2020). Ingestion of plastic debris (macro and micro) by longnose lancetfish (*Alepisaurus ferox*) in the North Atlantic Ocean. *Regional Studies in Marine Science*, 33, 100977.
- Gajšt, T., Bizjak, T., Palatinus, A., Liubartseva, S., Kržan, A. (2016). Sea surface microplastics in Slovenian part of the northern Adriatic. *Marine Pollution Bulletin*, 113 (1-2), 392-399.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., McKinsey, S., Thompson, R., VanFraneker, J., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Mira Veiga, J., Palatinus, A., Matiddi, M., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H., Gago, J., Liebezeit, G. (2014). MSFD technical group on marine litter in European seas. *JCR Scientific and Policy Reports*, SJRC83985, 128 pp.
- Gambardella, C., Morgana, S., Ferrando, S., Bramini, M., Piazza, V., Costa, E., Garaventa, F., Faimali, M. (2017). Effects of polystyrene microbeads in marine planktonic crustaceans. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145, 250-257.
- García, C. (2004). Impacto y riesgo medioambiental en los residuos minerometalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena (Murcia, España). 424 pp.
- García, F.M., Carcelén, R. (2020). Territorio y turismo en la Costa Cálida. Del consumo voraz al tsunami no costero, 1960- 2020. Evolución y dinámicas de las formas del turismo en la Región de Murcia. En: [i2] *Investigación e Innovación en Arquitectura y Territorio* [en línea], 8, 2. ISSN: 2341-0515.

- García-Arostegi, J.L., Jimenez-Martínez, J., Baudron, P., Hunink, J., Contreras, S., Candela, L. (2016). Mar Menor una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. En: León, V.M, J.M. Bellido (Eds). Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. *Temas de Oceanografía*, 9, 231-249.
- García-Ayllon, S., Miralles, J.L. (2014). The environmental impacts of land transformation in the coastal perimeter of the Mar Menor lagoon (Spain). *International Journal of Design and Nature and Ecodynamics*, 9(2):109-128.
- García-Ayllon, S. (2018). The Integrated Territorial Investment (ITI) of the Mar Menor as a model for the future in the comprehensive management of enclosed coastal seas. *Ocean and Coastal Management*, 166, 82–97.
- García-Garin, O., Vighi, M., Aguilar, A., Tsangaris, C., Digka, N., Kaberi, H., Borrell, A. (2019). *Boops boops* as a bioindicator of microplastic pollution along the Spanish Catalan coast. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110648.
- García-Rivera, S., Sánchez Lizaso, J.L., Bellido Millán, J.M. (2017). Composition, spatial distribution and sources of macro-marine litter on the Gulf of Alicante seafloor (Spanish Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 121(1-2), 249-259.
- Gasperi, J., Wright, S.L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F.J., Tassin, B. (2018). Microplastics in air: are we breathing in? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 1-5.

- Gautam, K., Dwivedi, S., Anbumani, S. (2020) Microplastics in Biota. En T. Rocha-Santos *et al.* Handbook of Microplastics in the Environment. Springer Nature Switzerland.
- George, E., Joy, J., Anas, S. (2021). Acrylonitrile-based polymer/graphene nanocomposites: A review. *Polymer Composites* 42(10), 4961-4980.
- GESAMP. (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment (part 1). In: 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*
- GESAMP. (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment (part 2). In: 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*
- Gewert, B., Plassmann, M.M., MacLeod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17, 1513-1521.
- Ghosh, G.C., Akter, S.M., Islam, R.M., Habib, A., Chakraborty, T.K., Zaman, S., Kabir, A.H.M. E., Oleg V. Shipin, O.V., Marfiah A., Wahid, M.A. (2021).

- Microplastics contamination in commercial marine fish from the Bay of Bengal. *Regional Studies in Marine Science*, 44, 101728.
- Giani, D., Baini, M., Galli, M., Casini, S., Fossi, M.C. (2019). Microplastics occurrence in edible fish species (*Mullus barbatus* and *Merluccius merluccius*) collected in three different geographical sub-areas of the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 129–137.
- Gil-Izquierdo, A., Pedreño, M.A., Montoro-García, S., Tárraga-Martínez, M., Iglesias, P., Ferreres, F., Barceló, D., Núñez-Delicado, E., Gabaldón, J.A. (2021). A sustainable approach by using microalgae to minimize the eutrophication process of Mar Menor lagoon. *Science of The Total Environment*, 758, 143613.
- Godoy, V., Prata, J.C., Blázquez, G., Almendros, A.I., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., Calero, M., Martín-Lara, M.A. (2020). Effects of distance to the sea and geomorphological characteristics on the quantity and distribution of microplastics in beach sediments of Granada (Spain). *Science of the Total Environment*, 746, 142023.
- Göldel, A., Kasaliwal, G., Pötschke, P. (2009). Selective localization and migration of multiwalled carbon nanotubes in blends of polycarbonate and poly (styrene-acrylonitrile). *Macromolecular Rapid Communications*, 30(6), 423-429.
- Gómez V., Pozo K., Nuñez D., Příbylová P., Audy O., Baini M., Fossi M.C., Klánová J. (2020). Marine plastic debris in Central Chile: Characterization and abundance of

- macroplastics and burden of persistent organic pollutants (POPs). *Marine Pollution Bulletin*, 152:110881.
- González-Carrión, F. (2015). Fouling en cascos de embarcaciones deportivas del Mar Menor y Santa Pola. Trabajo Fin de Grado. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.
- González-Hernández, M., Hernández-Sánchez, C., González-Sálamo, J., López-Darias, J., Hernández-Borges, J. (2020). Monitoring of meso and microplastic debris in Playa Grande beach (Tenerife, Canary Islands, Spain) during a moon cycle. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110757.
- González-Ortiz, J. L. (2007). “Comarca de Cartagena – Mar Menor”, en Romero Diaz, expansión urbana y turismo en la comarca del Campo de Cartagena-Mar Menor (Murcia). Impacto en el sellado del suelo. *Cuadernos de Turismo*, 39, 521-546.
- González-Pleiter, M., Pedrouzo-Rodríguez, A., Verdú, I., Leganés, F., Marco, E., Rosal, R., Fernández-Piñas, F. (2021). Microplastics as vectors of the antibiotics azithromycin and clarithromycin: Effects towards freshwater microalgae. *Chemosphere*, 268, 128824.
- Gouin, T. (2020). Toward an improved understanding of the ingestion and trophic transfer of microplastic particles: critical review and implications for future research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(6), 1119-1137.
- Graça, B., Szewc, K., Zakrzewska, D., Dołęga, A., Szczerbowska-Boruchowska, M. (2017). Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the

- Southern Baltic Sea—a preliminary study. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8), 7650-7661.
- Graham, E.R., Thompson, J.T. (2009). Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 368 (1), 22-29.
- Green, D.S., Boots, B., Sigwart, J., Jiang, S., Rocha, C. (2016). Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling. *Environmental Pollution*, 208, 426-434
- Gregory, M.R. (1977). Plastic pellets on New Zealand beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 8, 82-84.
- Gregory, M.R. (1978). Accumulation and distribution of virgin plastic granules on New Zealand beaches. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 12, 399-414.
- Gregory, M.R., (1983). Virgin plastic granules on some beaches of Eastern Canada and Bermuda. *Marine Environmental Research*, 10, 73-92.
- Gregory, M.R., Andrady, A.L. (2003). Plastics in the marine environment. In: Andrady, A. L. (Ed.), *Plastics and the Environment*. John Wiley & Sons Inc, New Jersey, pp. 379–401.
- Guardiola, F.A., Cuesta, A., Meseguer, J., Martínez, S., Martínez-Sánchez, M.J., Pérez-Sirvent, C., Esteban, M.A. (2013). Accumulation, histopathology and

- immunotoxicological effects of waterborne cadmium on gilthead seabream (*Sparus aurata*). *Fish & Shellfish Immunology*, 35 (3), 792-800.
- Gündoğdu, S. (2017a). High level of micro-plastic pollution in the Iskenderun Bay NE Levantine coast of Turkey. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34(4), 401-408.
- Gündoğdu, S., Çevik, C. (2017b). Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples. *Marine Pollution Bulletin*, 118, 341-347.
- 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.
- Gündoğdu, S., Çevik, C., Ataş, N.T. (2020). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tracts of some edible fish species along the Turkish coast. *Turkish Journal of Zoology*, 44(4), 312-323.
- Güven, O., Gökdag, K., Jovanovic, B., Kideys, A.E. (2017). Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*, 223, 286-294.
- Haller, B., Göpfrich, K., Schröter, M., Janiesch, J. W., Platzman, I., Spatz, J.P. (2018). Charge-controlled microfluidic formation of lipid-based single-and multicompartiment systems. *Lab on a Chip*, 18(17), 2665-2674.

- Hanvey, J.S., Lewis, P.J., Lavers, J.L., Crosbie, N.D., Pozo, K., Clarke B.O. (2017). A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Analytical Methods*, 9, 1369-1383.
- Harley-Nyang, D., Memon, F.A., Jones, N., Galloway, T. (2022). Investigation and analysis of microplastics in sewage sludge and biosolids: A case study from one wastewater treatment works in the UK. *Science of The Total Environment*, 823, 153735.
- Harris, B. D., Nilsson, S., Poole, C. M. (2015). A feasibility study for using ABS plastic and a low-cost 3D printer for patient-specific brachytherapy mould design. *Australasian Physical & Engineering Sciences in Medicine*, 38(3), 399-412.
- Harris, P.T., (2020). The fate of microplastic in marine sedimentary environments: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111398.
- He, D., Zhang, X., Hu, J. (2021). Methods for separating microplastics from complex solid matrices: Comparative analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 409, 124640.
- Heikenfeld, J., Zhou, K., Kreit, E., Raj, B., Yang, S., Sun, B., Milarcik, A., Clapp, L., Schwartz, R. (2009). Electrofluidic displays using Young–Laplace transposition of brilliant pigment dispersions. *Nature Photonics*, 3 (5), 292-296.

- Hendrickson, E., Minor, E.C., Schreiner, K. (2018). Microplastic abundance and composition in western Lake Superior as determined via microscopy, Pyr-GC/MS, and FTIR. *Environmental Science & Technology*, 52(4), 1787-1796.
- Hengstmann, E., Weil, E., Wallbott, P.C., Tamminga, M., Kerstin Fischer, E. (2021). Microplastics in lakeshore and lakebed sediments – External influences and temporal and spatial variabilities of concentrations. *Environmental Research*, 197, 111141.
- Hermoso, A., Homar, V., Amengual, A. (2021). The sequence of heavy precipitation and flash flooding of 12 and 13 September 2019 in eastern Spain. Part I: Mesoscale diagnostic and sensitivity analysis of precipitation. *Journal of Hydrometeorology*, 22(5), 1117-1138.
- Hernández-Sánchez, C., González-Sálamo, J., Díaz-Peña, F.J., Fraile-Nuez, E., Hernández-Borges, J. (2021). Arenas Blancas (El Hierro island), a new hotspot of plastic debris in the Canary Islands (Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112548.
- Herrera, A., Štindlová, A., Martínez, I., Rappa, J., Romero-Kutzner, V., Samper, M.D., Montoto, T., Aguiar-González, B., Packard, T., Gómez, M. (2019). Microplastic ingestion by Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the Canary Islands coast. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 127-135.
- 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 and 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.
- Hitchcock, J. N. (2020). Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 734, 139436.
- Hofko, B., Porot, L., Cannone, A.F., Poulikakos, L., Huber, L., Lu, X., Mollenhauer, K., Grothe, H., (2018). FTIR spectral analysis of bituminous binders: reproducibility and impact of ageing temperature. *Materials and Structures*, 51 (2), 1-16.
- Horn, D., Miller, M., Anderson, S., Steele, C. (2019). Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 231-237.
- Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, 586, 127-141.
- Huang, J.S., Koongolla, J.B., Li, H.X., Lin, L., Pan, Y.F., Liu, S., He, W.H., Maharana, D., Xu, X.R. (2020). Microplastic accumulation in fish from Zhanjiang mangrove wetland, South China. *Science of The Total Environment*, 708, 134839.

- Huang, Y., He, T., Yan, M., Yang, L., Gong, H., Wang, W., Qing, X., Wang, J. (2021). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126168.
- Hummel, D.O. (2002). Atlas of Plastics Additives: Analysis by Spectrometric Methods. Springer, Berlin/Heidelberg, 537 pp.
- Hurley, R., Woodward, J., Rothwell, J.J. (2018b). Microplastic contamination of riverbeds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11, 251-257.
- Hurley, R.R., Lusher, A.L., Olsen, M., Nizzetto, L. (2018a). Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices. *Environmental Science & Technology*, 52, 7409–7417.
- Informe Estadística Agraria de Murcia 2020-2021. Dirección General de Industria Alimentaria y Cooperativismo Agrario de la Región de Murcia. Unidad de Estadísticas Agrarias. (<https://www.carm.es>)
- Ingram, A.G., Hoskins J.H., Sovik, J.H., Maringer, R.E., Holden, F.C. (1968). Study of microplastic properties and dimensional stability of materials. Technical Report AFML-TR-67-232, Part II. United States Air Force Materials Laboratory.
- Isobe, A., Uchiyama-Matsumoto, K., Uchida, K., Tokai, T., 2017. Microplastics in the Southern Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 114 (1), 623-626.

- ITI. Inversión territorial integrada Mar Menor (2017).  
(<https://www.canalmarmenor.carm.es>)
- ITREM. Instituto de Turismo de la Región de Murcia. (2014). El Alojamiento privado de uso turístico en la Región de Murcia. Año 2013. Consejería de Industria, Turismo, Empresa e Innovación. Unidad de Estadística, Julio 2014.
- Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J., Shi, H. (2017). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution*, 221, 141-149.
- Jain, V., Muralidhar, K. (2020). Electrowetting-on-dielectric system for COVID-19 testing. *Transactions of the Indian National Academy of Engineering*, 5 (2), 251-254.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Law, K.L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771.
- Jaubet, M.L., Hines, E., Elías, R., Garaffo, G.V. (2021). Factors driving the abundance and distribution of microplastics on sandy beaches in a Southwest Atlantic seaside resort. *Marine Environmental Research*, 171, 105472.
- Jayasiri, H.B., Purushothaman, C.S., Vennila, A. (2013). Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India. *Marine Pollution Bulletin*, 77 (1-2), 107–112.

- Jeftic, L., Sheavly, S., Adler, E. (2009). Marine litter: a global challenge. United Nations Environment Programme/Intergovernmental Oceanographic Commission.
- Jeyasanta, K.I., Sathish, N., Patterson, J., Edward, J.K.P. (2020) Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111055.
- Jimeno-Sáez, P., Senent-Aparicio, J., Cecilia, J.M., Pérez-Sánchez, J. (2020). Using Machine-Learning Algorithms for Eutrophication Modeling: Case Study of Mar Menor Lagoon (Spain). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1189.
- Jin, M., Yu, X., Yao, Z., Tao, P., Li, G., Yu, X., Zhao, J-L., Peng, J. (2020). How biofilms affect the uptake and fate of hydrophobic organic compounds (HOCs) in microplastic: Insights from an In situ study of Xiangshan Bay, China. *Water Research*, 184, 116118.
- Jovanović, B., Gökdağ, K., Güven, O., Emre, Y., Whitley, E., Kideys, A. (2018). Virgin microplastics are not causing imminent harm to fish after dietary exposure. *Marine Pollution Bulletin*, 130, 123-131.
- Jung, M.R., Horgen, F.D., Orski, S.V., Rodriguez, V., Beers, K.L., Balazs, G.H., Jones, T.T., Work, T.M., Brignac, K.C., Royer, S.J., Hyrenbach, K.D., Jensen, B.A., Lynch, J.M. (2018). Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 704-716.

- Kaci, M., Sadoun, T., Cimmino, S. (2001). Crystallinity measurements of unstabilized and HALS-stabilized LDPE films exposed to natural weathering by FT-IR, DSC and WAXS analyses. *International Journal of Polymer Analysis and Characterization*, 6(5), 455-464.
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Romano, N., Ho, Y.B., Salamatinia, B. (2017a). A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of the Total Environment*, 578, 485-494.
- Karami, A., Golieskardi, A., Ho, Y.B., Larat, V., Salamatinia, B. (2017b). Microplastics in eviscerated flesh and excised organs of dried fish. *Scientific Report*, 7, 1-9.
- Karami, A. (2017). Gaps in aquatic toxicological studies of microplastics. *Chemosphere*, 184, 841-848.
- Karbalaei, S., Golieskardi, A., Hamzah, H.B., Abdulwahid, S., Hanachi, P., Walker, T.R., Karami, A. (2019). Abundance and characteristics of microplastics in commercial marine fish from Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, 148, 5–15.
- Karthik, R., Robin, R.S., Purvaja, R., Ganguly, D., Anandavelu, I., Raghuraman, R., Hariharan, G., Ramakrishna, A., Ramesh, R. (2018). Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Science of The Total Environment*, 645, 1388–1399.

- Kazour, M., Jemaa, S., Issa, C., Khalaf, G., Amara, R. (2019). Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. *Science of the Total Environment*, 696, 133933.
- Kenawy, E. R., Bowlin, G. L., Mansfield, K., Layman, J., Simpson, D. G., Sanders, E. H., Wnek, G. E. (2002). Release of tetracycline hydrochloride from electrospun poly (ethylene-co-vinylacetate), poly (lactic acid), and a blend. *Journal of Controlled Release*, 81(1-2), 57-64.
- Khalid, N., Aqeel, M., Noman, A., Hashem, M., Mostafa, Y.S., Alhaithloul, H.A.S., Alghanem, S.M. (2021). Linking effects of microplastics to ecological impacts in marine environments. *Chemosphere*, 264, 128541.
- Kılıç, E., Yücel, N. (2022). Microplastic occurrence in the gastrointestinal tract and gill of bioindicator fish species in the northeastern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113556.
- Klein, K., Piana, T., Lauschke, T., Schweyen, P., Dierkes, G., Ternes, T., Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J. (2021). Chemicals associated with biodegradable microplastic drive the toxicity to the freshwater oligochaete *Lumbriculus variegatus*. *Aquatic Toxicology*, 231, 105723.
- Kniggendorf, A. K., Nogueira, R., Lorey, C., Roth, B. (2021). Calcium carbonate deposits and microbial assemblages on microplastics in oligotrophic freshwaters. *Chemosphere*, 266, 128942.

- Koelmans, A.A., Besseling, E., Shim, W.J. (2015) Nanoplastics in the aquatic environment. Critical review. *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, pág. 325-340.
- Koelmans, A. A., Besseling, E., Foekema, E., Kooi, M., Mintenig, S., Ossendorp, B. C., Redondo-Hasselerharm, P.E., Verschoor, A., van Wezel, A.P., Scheffer, M. (2017). Risks of plastic debris: unravelling fact, opinion, perception, and belief. *Environmental Science & Technology*, 51(20), 11513-11519
- Koongolla, J.B., Lin, L., Pan, Y.F., Yang, C.P., Sun, D.R., Liu, S., Xu, X.R., Maharana, D., Huang, J.S., Li, H.X. (2020). Occurrence of microplastics in gastrointestinal tracts and gills of fish from Beibu Gulf. South China Sea. *Environmental Pollution*, 258, 113734.
- Kor, K., Ghazilou, A., Ershadifar, H. (2020). Microplastic pollution in the littoral sediments of the northern part of the Oman Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111166.
- Korez, S., Gutow, L., Saborowski, R. (2019). Microplastics at the strandlines of Slovenian beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 334-342.
- Kubicova, M., Puchta, E., Säger, S., Hug, C., Hofmann, S., Simat, T.J. (2022). Styrene-acrylonitrile-copolymer and acrylonitrile-butadiene-styrene-copolymer: a study on extractable and migratable oligomers. *Food Additives & Contaminants: Part A* 39(2), 397-414.

- Kühn, S., Van Werven, B., Van Oyen, A., Meijboom, A., Rebolledo, E.L.B., Van Franeker, J.A., (2017). The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 115 (1–2), 86-90.
- Kumar, A.S., Varghese, G.K. (2021). Microplastic pollution of Calicut beach- Contributing factors and possible impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112492.
- Kunz, A., Walther, B.A., Löwemark, L., Lee, Y-C. (2016). Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 111 (1-2), 126-135.
- Kuwahara, R., Tomita, R., Ogawa, N., Nakajima, K., Takeda, T., Uehara, H., Yamanobe, T. (2017). Crystallization and hardening of poly (ethylene-co-vinyl acetate) mouthguards during routine use. *Scientific Reports*, 7(1), 1-9.
- La Daana, K. K., Officer, R., Lyashevskaya, O., Thompson, R. C., O'Connor, I. (2017). Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1-2), 307-314.
- Laglbauer, B.J.L., Franco-Santos, R.M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., Deprez, T. (2014). Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin*, 89, 356-366.
- Lambert, C., Authier, M., Doremus, G., Laran, S., Panigada, S., Spitz, J., Van Canneyt, O., Ridoux, V. (2020). Setting the scene for Mediterranean litterscape management:

- The first basin-scale quantification and mapping of floating marine debris. *Environmental Pollution*, 263, 114430.
- Lassen, C., Hansen, S.F., Magnusson, K., Hartmann, N. B., Rehne Jensen, P., Nielsen, T.G., Brinch, A. (2015). Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. *Danish Environmental Protection Agency*.
- Latiff, A., Faridah-Hanum, I. (2014). Mangrove ecosystem of Malaysia: status, challenges and management strategies. En: *Mangrove ecosystems of Asia* (pp. 1-22). Springer, New York, NY.
- Latip, E.A., Coudron, L., McDonnell, M.B., Johnston, I.D., McCluskey, D.K., Day, R., Tracey, M.C. (2017). Protein droplet actuation on superhydrophobic surfaces: a new approach toward anti-biofouling electrowetting systems. *Rsc Advances*, 7(78), 49633-49648.
- Lebreton, L.C.M., Greer, S.D., Borrero, J.C. (2012). Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 64(3), 653-661.
- Lee, K.-W., Shim, W.J., Kwon, O.Y., Kang, J.-H. (2013a). Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science & Technology*, 47(19), 11278-11283.
- Lee, P.T., Chiu, C.W., Lee, T.M., Chang, T.Y., Wu, M.T., Cheng, W.Y., Kuo, S.W., Lin, J.J. (2013b). First fabrication of electrowetting display by using pigment-in-oil driving pixels. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 5(13), 5914-5920.

- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K.M., He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of the Total Environment*, 619, 1-8.
- Lenz, R., Enders, K., Stedmon, C.A., Mackenzie, D.M., Nielsen, T.G. (2015). A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Marine Pollution Bulletin*, 100 (1), 82-91.
- León, V.M., Moreno-González, R., Besada, V., Martínez, F., Ceruso, C., García, V., Schultze, F., Campillo, J.A. (2021). Sea snail (*Hexaplex trunculus*) and sea cucumber (*Holothuria polii*) as potential sentinel species for organic pollutants and trace metals in coastal ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112407.
- León, V.M., Bellido, J.M. (2016). El Mar Menor: un espacio de interés socioeconómico y ambiental. En: Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. León, V.M., Bellido, J.M. (Eds.). Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 419 pp. Temas de Oceanografía, 9.
- Leslie, H.A., Brandsma, S.H., Van Velzen, M.J.M., Vethaak, A. D. (2017). Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*, 101, 133-142.

Ley 197/1963, de 28 de diciembre, sobre Zonas y Centros de Interés Turístico Nacional (BOE núm. 313, de 31 de diciembre de 1963).

Ley 3/2020, de 27 de julio de recuperación y protección del Mar Menor. (BOE n. 221, de 17 de agosto de 2020).

Ley 4/1992, de 30 de julio, de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia. (BOE núm. 22, de 26 de enero de 1993)

Ley 4/2021, de 16 de septiembre, por la que se modifica la Ley 3/2020, de 27 de julio, de Recuperación y Protección del Mar Menor. (BOE núm. 308, de 24 de diciembre de 2021).

Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino. (BOE núm. 317, de 30 de diciembre de 2010).

Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. (BOE núm.85, de 9 de abril de 2022).

Li, J., Huang, W., Xu, Y., Jin, A., Zhang, D., Chunfang Zhang, C. (2020a). Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in Andong salt marsh, Hangzhou Bay, China. *Regional Studies in Marine Science*, 35, 101149.

Li, W., Lo, H.-S., Wong, H.-M., Zhou, M., Wong, C.-Y., Tam, N.F.-Y., Cheung, S.-G. (2020b). Heavy metals contamination of sedimentary microplastics in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110977.

- Li, J., Huang, W., Jiang, R., Han, X., Zhang, D., Zhang, C. (2020c). Are bacterial communities associated with microplastics influenced by marine habitats? *Science of The Total Environment*, 733, 139400.
- Li, J., Song, Y., Cai, Y. (2020d). Focus topics on microplastics in soil: analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks. *Environmental Pollution*, 257, 113570.
- Li, P., Li, Q., Hao, Z., Yu, S., Liu, J. (2020e). Analytical methods and environmental processes of nanoplastics. *Journal of Environmental Sciences*, 94, 88-99.
- Li, J., Zhang, H., Zhang, K., Yang, R., Li, R., Li, Y. (2018). Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 401-406.
- Li, Y., Zhang, Y., Chen, G., Xu, K., Gong, H., Huang, K., Yan, M., Wang, J. (2021). Microplastics in Surface Waters and Sediments from Guangdong Coastal Areas, South China. *Sustainability*. 13, 2691.
- Ling, S.D., Sinclair, M., Levi, C.J., Reeves, S.E., Edgar, G.E. (2017). Ubiquity of microplastics in coastal seafloor sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 121, 104–110.
- Liong, R.M.Y., Hadibarata, T., Yuniarto, A., Tang, K.H.D., Khamidun, M.H. (2021). Microplastic Occurrence in the Water and Sediment of Miri River Estuary, Borneo Island. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(8), 1-12.

- Lithner, D., Larsson, Å., Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the total environment*, 409 (18), 3309-3324.
- Liu, X., Shi, H., Xie, B., Dionysiou, D.D., Zhao, Y. (2019a). Microplastics as Both a Sink and a Source of Bisphenol A in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 53(17), 10188-10196.
- Liu, G., Zhu, Z., Yang, Y., Sun, Y., Yu, F., Ma, J. (2019b). Sorption behavior and mechanism of hydrophilic organic chemicals to virgin and aged microplastics in freshwater and seawater. *Environmental Pollution*, 246, 26–33.
- Liu, K., Zhang, Z., Wu, H., Wang, J., Wang, R., Zhang, T., Feng, Z., Li, D. (2021a). Accumulation of microplastics in a downstream area of a semi-enclosed bay: Implications of input from coastal currents. *Science of The Total Environment*, 791 148280.
- Liu, X., Sun, P., Qu, G., Jing, J., Zhang, T., Shi, H., Zhao, Y. (2021b). Insight into the characteristics and sorption behaviors of aged polystyrene microplastics through three type of accelerated oxidation processes. *Journal of Hazardous Materials*, 407, 124836.
- Liu, S., Chen, H., Wang, J., Su, L., Wang, X., Zhu, J., Lan, W. (2021c). The distribution of microplastics in water, sediment, and fish of the Dafeng River, a remote river in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 228, 113009.

- Liubartseva, S., Coppini, G., Lecci R., Clementi, E. (2018). Tracking plastics in the Mediterranean: 2D Lagrangian model. *Marine Pollution Bulletin*, 129 (1), 151-162.
- Llorca, M., Ábalos, M., Vega-Herrera, A., Adrados, M.A., Abad, E., Farré, M. (2020). Adsorption and Desorption Behaviour of Polychlorinated Biphenyls onto Microplastics' Surfaces in Water/Sediment Systems. *Toxics*. 8(3), 59.
- Lo, H.S., Xu, X., Wong, C.Y., Cheung, S.G. (2018). Comparisons of microplastic pollution between mudflats and sandy beaches in Hong Kong. *Environmental Pollution*, 236, 208-217.
- Lo, H.S., Lee, Y.K., Po, B.H.K., Wong, L.C., Xu, X., Wong, C.F., Wong, C.Y., Tam, N.F.Y., Cheung, S. G. (2020). Impacts of Typhoon Mangkhut in 2018 on the deposition of marine debris and microplastics on beaches in Hong Kong. *Science of the Total Environment*, 716, 137172.
- Lobelle, D., Cunliffe, M. (2011). Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 197-200.
- Löder M.G.J., Gerdt G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics-Critical Appraisal. *Marine Anthropogenic Litter*, 201-227
- López Castejón, F. (2017). Caracterización de la hidrodinámica del Mar Menor y los flujos de intercambio con el Mediterráneo mediante datos in situ y modelado numérico. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena.

- Lots, F.A.E., Behrens, P., Vijver, M.G., Horton, A. A., Bosker, T. (2017). A large-scale investigation of microplastic contamination: Abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 123, 219-226.
- Lozano, G. (2005). Características biológicas de las especies *Dicentrarchus labrax* (lubina) y *Sparus aurata* (dorada). En *Acuicultura arina mediterránea* (pp. 8-11). Madrid, España. Fundación Alfonso Martín Escudero.
- Lozoya, J.P., Teixeira 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.
- Lu, K., Qiao, R., An, H., Zhang, Y. (2018). Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 202, 514–520.
- Luís, L.G., Ferreira, P., Fonte, E., Oliveira, M., Guilhermino, L. (2015). Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium (VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquatic Toxicology*, 164, 163-174.
- Lusher, A.L., Burke, A., O'Connor, I., Officer, R. (2014). Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling. *Marine Pollution Bulletin*, 88 (1-2), 325-333.

- Lusher, A.L., O'Donnell, C., Officer, R., O'Connor, I., (2016). Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES Journal of Marine Science*, 73 (4), 1214-1225.
- Ma, H., Pu, S., Liu, S., Bai, Y., Mandal, S., Xing, B. (2020). Microplastics in aquatic environments: toxicity to trigger ecological consequences. *Environmental Pollution*, 261, 114089.
- Maaghloud, H., Houssa, R., Ouansafi, S., Bellali, F., El Bouqdaoui, K., Charouki, N., Fahde, A. (2020). Ingestion of microplastics by pelagic fish from the Moroccan Central Atlantic coast. *Environmental Pollution*, 261, 114194.
- Madhav, N. V., Gopinath, K. P., Krishnan, A., Rajendran, N., Krishnan, A. (2020). A critical review on various trophic transfer routes of microplastics in the context of the Indian coastal ecosystem. *Watershed Ecology and the Environment*, 2, 25-41.
- Maes, T., Van der Meulen, M.D., Devriese, L.I., Leslie, H.A., Huvet, A., Frère, L., Robbens, J., Vethaak, A.D. (2017a). Microplastics baseline surveys at the water surface and in sediments of the North-East Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 4, 135.
- Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., Mayes, A.G. (2017b). A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile. *Scientific Reports*, 7(1), 1-10.
- Magnusson, K. (2014). Mikroskräp i avloppsvatten från tre norska avloppsreningsverk. IVL Svenska Miljöinstitutet december 2014. Mikroskräp i avloppsvatten från tre

- norska avloppsreningsverk. *IVL Svenska Miljöinstitutet: Stockholm, Sweden.*  
Rapport.
- Magnusson, K., Norén, F. (2014). Screening of microplastic particles in and downstream a wastewater treatment plant. IVL Swedish Environmental Research Institute.
- Mammo, F.K., Amoah, I.D., Gani, K.M., Pillay, L., Ratha, S.K., Bux, F., Kumari, S. (2020). Microplastics in the environment: Interactions with microbes and chemical contaminants. *Science of Total Environment*, 743, 140518.
- Manbohi, A., Mehdinia, A., Rahnama, R., Dehbandi, R., Hamzehpour, A. (2021). Spatial distribution of microplastics in sandy beach and inshore-offshore sediments of the southern Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112578.
- Mancuso, M., Savoca, S., Bottari, T. (2019). First record of microplastics ingestion by European hake *Merluccius merluccius* from the Tyrrhenian Sicilian coast (Central Mediterranean Sea). *Journal of Fish Biology*, 94(3), 517-519.
- MAPAMA, (2016). Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Instituto Español de Oceanografía y CEDEX. Estrategias Marinas, VI. Programas de Seguimiento.
- María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. (2009). As, Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 200 (1), 289-304.

- Marín-Guirao, L. (2007). Aproximación ecotoxicológica a la contaminación por metales pesados en la laguna costera del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia (Murcia, España).
- Marín-Guirao, L., César, A., Marín, A., Vita, R. (2005a). Assessment of sediment metal contamination in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain): metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure. *Ciencias Marinas*, 31(2), 413-428.
- Marín-Guirao, L., Marín, A., Lloret, J., Martínez-López, E., García-Fernández, A. J. (2005b). Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine Environmental Research*, 60(3), 317-337.
- Maršić-Lučić, J., Lušić, J., Tutman, P., Varezić, D. B., Šiljić, J., Pribudić, J. (2018). Levels of trace metals on microplastic particles in beach sediments of the island of Vis, Adriatic Sea, Croatia. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 231-236.
- Martí, E. (2019). Microplásticos en las aguas superficiales del océano global. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.
- Martín, L.G., Timón, D.B. (2006). Los Centros de Interés Turístico Nacional y el despegue del turismo de masas en España. *Investigaciones Geográficas (Esp)*, (39), 73-93.
- Martínez-Campos, S., González-Pleiter, M., Fernández-Piñas, F., Rosal, R., Leganés, F. (2021). Early and differential bacterial colonization on microplastics deployed

- into the effluents of wastewater treatment plants. *Science of The Total Environment*, 757, 143832.
- Martínez-Fernández, J., Fitz, C., Esteve-Selma, M.A., Guaita, N., Martínez-López, J. (2013). Modelización del efecto de los cambios de uso del suelo sobre los flujos de nutrientes en cuencas agrícolas costeras: el caso del Mar Menor (Sudeste de España). *Ecosistemas*, 22(3), 84-94.
- Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.A. (2000). Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico. *Mediterránea. Serie de Estudios Biológicos, Época II*, n. 17, 19-26.
- Martínez-Gómez, C. (2013). Sublethal effects of chemical pollution in benthic fish species from marine Spanish waters. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.
- Martín-Lara, M.A., Godoy, V., Quesada, L., Lozano, E.J., Calero, M. (2021). Environmental status of marine plastic pollution in Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112677.
- Mas-Hernández, Julio. (1996). El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna costera y el Mar Mediterráneo adyacente. Microfichas. Instituto Español de Oceanografía. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Nº 7. Pag 1-131.
- Mathalon, A., Hill, P. (2014). Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 81, 69-79.

- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Weerts, S., Newman, B. (2017). Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73 (2), 230-239.
- Maximenko, N., Hafner, J., Niiler, P. (2012). Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine Pollution Bulletin*, 65(1-3):51-62.
- Mayoma B.S., Sørensen C., Shashoua Y., Khan F.R. (2020). Microplastics in beach sediments and cockles (*Anadara antiquata*) along the Tanzanian coastline. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 105 (4), 513-521.
- Mazariegos-Ortíz, C., Rosales M.A., Carrillo-Ovalle, L., Pereira Cardoso, R., Costa Muniz, M., Meigikos R. (2020). First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111220.
- Mehdinia, A., Dehbandi, R., Hamzhepour, A., Rahnama, R. (2020). Identification of microplastics in the sediments of southern coasts of the Caspian Sea, north of Iran. *Environmental Pollution*, 258, 113738.
- Mellor, D.C., Moir, A.B., Scott, G. (1973). The effect of processing conditions on the UV stability of polyolefins. *European Polymer Journal*, 9(3), 219-225.

- Mendes, A.M., Golden, N., Bermejo, R., Morrison, L. (2021). Distribution and abundance of microplastics in coastal sediments depends on grain size and distance from sources. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112802.
- Menéndez-Pedriza, A., Jaumot, J. (2020). Interaction of environmental pollutants with microplastics: A critical review of sorption factors, bioaccumulation and ecotoxicological effects. *Toxics*, 8(2), 40.
- Meng, T. T. (2014). Volatile organic compounds of polyethylene vinyl acetate plastic are toxic to living organisms. *The Journal of Toxicological Sciences*, 39(5), 795-802.
- Michielssen, M.R., Michielssen, E.R., Ni, J., Duhaime, M.B. (2016). Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit process employed. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 2(6) 1064-1073.
- Miller, M.E., Frederieke J. Kroon, F.J., Motti, C.A. (2017). Recovering microplastics from marine samples: A review of current practices. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1-2), 6-18.
- Miloloža, M., Kucic Grgic, D., Bolanca, T, Ukić, S., Cvetnić, M., Ocelić Bulatović, V, Dionysiou, D.D., Kusić, H. (2021). Ecotoxicological assessment of microplastics in freshwater sources—A review. *Water*, 13(1), 56.

- Miranda, M.N., Sampaio, M.J., Tavares, P.B., Silva, A.M., Pereira, M.F.R. (2021). Aging assessment of microplastics (LDPE, PET and uPVC) under urban environment stressors. *Science of The Total Environment*, 796, 148914.
- Mishra, K., Murade, C., Carreel, B., Roghair, I., Oh, J.M., Manukyan, G., van den Ende, D., Mugele, F. (2014). Optofluidic lens with tunable focal length and asphericity. *Scientific Reports*, 4(1), 1-4.
- Missawi, O., Bousserrhine, N., Belbekhouche, S., Zitouni, N., Alphonse, V., Boughattas, I., Banni, M. (2020). Abundance and distribution of small microplastics (<3 mm) in sediments and seaworms from the Southern Mediterranean coasts and characterisation of their potential harmful effects. *Environmental Pollution*, 263, 114634.
- Mistri, M., Infantinia, V., Scoponi, M., Granata, T., Moruzzi, L., Massara, F., De Donati, M., Munari C. (2017). Small plastic debris in sediments from the Central Adriatic Sea: Types, occurrence and distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 124 (1), 435–440.
- Mistri, M., Sfriso, A.A., Casoni, E., Nicoli, M., Vaccaro, C., Munari, C. (2022). Microplastic accumulation in commercial fish from the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113279.
- MITERD (2019). Análisis soluciones vertido cero Mar Menor. Estudio de Impacto Ambiental, despues de exposición publica. Apéndice 1. Diagnóstico. Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. (<https://www.miteco.gob.es/es/>)

- Mizraji, R., Ahrendt, C., Perez-Venegas, D., Vargas, J., Pulgar, J., Aldana, M., Galbán-Malagón, C. (2017). Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut? *Marine Pollution Bulletin*, 116(1-2), 498-500.
- Monteiro, S. S., da Costa, J. P. (2021). Methods for the extraction of microplastics in complex solid, water and biota samples. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, e00151.
- 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.
- Moreno-González, R. (2016). Fuentes y distribución de microcontaminantes orgánicos regulados y emergentes en la laguna costera del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Morris, R. J. (1980). Floating plastic debris in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 11(5), 125.
- Muñoz-Vera, A. (2016). Impacto de los residuos de la minería metálica sobre el ecosistema marino del Mar Menor. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria. Área de Edafología y Química Agrícola

- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800-5808.
- Murray, F., Cowie, P.R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1207-1217.
- Muzuka, A.N., Shaghude, Y.W. (2000). Grain size distribution along the Msasani Beach, north of Dar es Salaam Harbour. *Journal of African Earth Sciences*, 30(2), 417-426.
- Nadal, M.A., Alomar, C., Deudero, S. (2016). High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands. *Environmental Pollution*, 214, 517-523.
- Naidoo, T., Thompson, R. C., Rajkaran, A. (2020). Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa. *Environmental Pollution*, 257, 113635.
- Naji, A., Esmaili, Z., Khan, F.R. (2017a). Plastic debris and microplastics along the beaches of the Strait of Hormuz, Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 1057-1062.
- Naji, A., Esmaili, Z., Mason, S.A., Dick Vethaak, A. (2017b). The occurrence of microplastic contamination in littoral sediments of the Persian Gulf, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (25), 20459-20468.

- Nel, H.A., Froneman, P.W. (2015). A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 274-279.
- Nelms, S.E., Galloway, T.S., Godley, B.J., Jarvis, D. S., Lindeque, P.K. (2018). Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental Pollution*, 238, 999-1007.
- 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.
- Nguyen, Q.A.T., Nguyen, H.N.Y., Strady, E., Nguyen, Q.T., Trinh-Dang, M. (2020). Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam). *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111768.
- Niu, L., Li, Y., Li, Y., Hu, Q., Wang, C., Hu, J., Zhang, W., Wang, L., Zhang, C., Zhang, H. (2021). New insights into the vertical distribution and microbial degradation of microplastics in urban river sediments. *Water Research*, 188, 116449.
- Nor, N.H.M., Obbard, J.P. (2014). Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 79(1-2), 278-283.

- Novillo, O., Raga, J.A., Tomas, J. (2020). Evaluating the presence of microplastics in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) stranded in the Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 160. 111557.
- Novillo-Sanjuan, O., Raga, J.A., Tomás, J. (2022). Microdebris in three Spanish Mediterranean beaches located at a sporadic loggerhead turtles' (*Caretta caretta*) nesting area. *Regional Studies in Marine Science*, 49, 102116.
- Nuelle, M.T., Dekiff, J.H., Remy, D., Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution* 184, 161-169.
- Ockelford, A., Cundy, A. Ebdon, J.E. (2020). Storm response of fluvial sedimentary microplastics. *Scientific Reports*, 10(1), 1-10.
- Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, Å., Gorokhova, E. (2016). The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna*. *PloS one*, 11(5), e0155063.
- Ohno, H., Kawamura, Y. (2010). Analysis of acrylonitrile, 1, 3-butadiene, and related compounds in acrylonitrile-butadiene-styrene copolymers for kitchen utensils and children's toys by headspace gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of AOAC International*, 93(6), 1965-1971.
- Oliva-Paterna, F.J., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M. (2016). Las comunidades de peces en las zonas someras del Mar Menor y humedales adyacentes. En: Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. León, V.M., Bellido,

- J.M. (Eds.). Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 419p. Temas de Oceanografía, 9.
- Olmos Espinar, S. (2021). Presencia y evolución de microplásticos en estaciones depuradoras de aguas residuales de la Región de Murcia: propuesta de las mejores tecnologías disponibles para una emisión cero. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena.
- OMI. Organización Marítima Internacional. (1972) Convención sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimientos de Desechos y otros materiales de 1972. (Convenio de Londres).
- OMI. Organización Marítima Internacional. (1973). Convenio internacional para prevenir la contaminación por los buques, 1973, modificado por el Protocolo de 1978 y por el Protocolo de 1997 (Convenio MARPOL).
- Ortega, A. (2008). Cuadernos de Acuicultura 1. Cultivo de dorada (*Sparus aurata*). Fundación Observatorio Español de Acuicultura Consejo Superior de Investigaciones Científicas Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, España.
- 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.

- OSPAR Commission, Protecting and conserving the North-East Atlantic and its resources (<https://www.ospar.org>)
- Oudjane, F., Bourenane, N., Wafa, T. (2017). Feeding habits and condition of the seabream *Sparus aurata* Linnaeus, 1758 (Perciformes Sparidae) in the gulfs of Skikda and Annaba (Northeast of Algeria). *Biodiversity Journal*, 8(3), 777-782.
- Paço, A., Duarte, K., da Costa, J. P., Santos, P. S., Pereira, R., Pereira, M. E., Freitas, A.C., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T. A. P. (2017). Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus *Zalerion maritimum*. *Science of the Total Environment*, 586, 10-15.
- Palomba, G., Epasto, G., Crupi, V. (2021). Lightweight sandwich structures for marine applications: a review. *Mechanics of Advanced Materials and Structures*, 1-26.
- Pardo, M., Carreño, M., Esteve-Selma, M.A., Martínez-Fernández, J. (2006). Los humedales litorales de la laguna del Mar Menor (Murcia, SE de España). Dinámica de sus hábitats asociada a los cambios en el régimen hidrológico de la cuenca. 10. Conference: Actas del 5º Congreso Ibérico: gestión y planificación del agua. Faro, Portugal.
- Park, T.J., Lee, S.H., Lee, M.S., Lee, J.K., Lee, S.H., Zoh, K.D. (2020). Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. *Science of the Total Environment*, 708, 134535.

- Pasquini, G., Ronchi, F., Strafella, P., Scarcella, G., Fortibuoni, T. (2016). Seabed litter composition, distribution and sources in the Northern and Central Adriatic Sea (Mediterranean). *Waste Management*, 58, 41-51.
- Patchaiyappan, A., Ahmed, S.Z., Dowarah, K., Jayakumar, S., Devipriya, S.P. (2020). Occurrence, distribution and composition of microplastics in the sediments of South Andaman beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111227.
- Patchaiyappan, A., Ahmed, S.Z., Dowarah, K., Khadanga, S.S., Singh, T., Jayakumar, S., Thirunavukkarasu, C., Devipriya, S.P. (2021). Prevalence of microplastics in the sediments of Odisha beaches, southeastern coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112265.
- 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.
- Pedraza, A.C., Díaz, A.R., Soto, I.E. (2015). Cambios paisajísticos y efectos medioambientales debidos a la agricultura intensiva en la Comarca de Campo de Cartagena-Mar Menor (Murcia). *Estudios Geográficos*, 76(279), 473-498.
- Pedrotti, M. L., Petit, S., Elineau, A., Bruzaud, S., Crebassa, J. C., Dumontet, B., Martí, E., Gorsky, G., Cózar, A. (2016). Changes in the floating plastic pollution of the Mediterranean Sea in relation to the distance to land. *PloS one*, 11(8), e0161581.

- 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.
- Pennino, M.G., Bachiller, E., Lloret-Lloret, E., Albo-Puigserver, M., Esteban, A., Jadaud, A., Bellido, J.M., Coll, M. (2020). Ingestion of microplastics and occurrence of parasite association in Mediterranean anchovy and sardine. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111399.
- Peña-Alonso, C., Ariza, E., Hernández-Calvento, L., Pérez-Chacón, E. (2018). Exploring multi-dimensional recreational quality of beach socio-ecological systems in the Canary Islands (Spain). *Tourism Management*, 64, 303-313.
- Pérez-Guevara, F., Kutralam-Muniasamy, G., Shruti, V.C. (2021). Critical review on microplastics in fecal matter: Research progress, analytical methods and future outlook. *Science of the Total Environment*, 778, 146395.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Perez-Ruzafa, I.M. (2011a). Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(5-6), 160-166.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Perez-Ruzafa, J.M. (2011b). Recent advances in coastal lagoons ecology: Evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin*, 5(1), 50-74.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I. M. (2018). When maintaining ecological integrity and complexity is the best restoring tool: the case of the Mar Menor lagoon. *Management and Restoration of Mediterranean Coastal Lagoons in*

- Europe (Recer. i territori)*, eds X. Quintana, GSD Boix, and J. Sala (*les Illes Medes i el Baix Ter Museu de la Mediterrania: Catedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis Parc Natural del Montgri*), 67-96.
- Pérez-Ruzafa, A., De Pascalis, F., Ghezzi, M., Quispe-Becerra, J.I., Hernández-García, R., Muñoz, I., Vergara, C., Pérez-Ruzafa, I.M., Umgiesser, G., Marcos, C. (2019). Connectivity between coastal lagoons and sea: Asymmetrical effects on assemblages' and populations' structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 216, 171-186.
- Pérez-Sirvent, C., Martínez Sánchez, M. J., Martínez López, S., Martínez Martínez, L. B., Hernández Pérez, C., García Lorenzo, M. L., Hernández-Córdoba, M., Rodríguez Pedrosa, M. T., Ros Castejón, R., Valero Espín, E., and Bech, J. (2021). Are “ramblas” the sewerage of metal pollution in mining areas with a semi-arid climate? En: *EGU General Assembly Conference Abstracts* (pp. EGU21-10408).
- Perumal, K., Muthuramalingam, S. (2022). Global sources, abundance, size, and distribution of microplastics in marine sediments - A critical review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 264, 107702.
- Phuong, N.N., Fauvelle, V., Grenz, C., Ourgaud, M., Schmidt, N., Strady, E., Sempéré, R. (2021). Highlights from a review of microplastics in marine sediments. *Science of The Total Environment*, 777, 146225.
- Piarulli, S., Scapinello, S., Comandini, P., Magnusson, K., Granberg, M., Wong, J.X.W., Sciutto, G., Prati, S., Mazzeo, R., Booth, A.M. (2019). Microplastic in wild

- populations of the omnivorous crab *Carcinus aestuarii*: A review and a regional-scale test of extraction methods, including microfibrils. *Environmental Pollution*, 251, 117-127.
- Piehl, S., Mitterwallner, V., Atwood, E.C., Bochow, M., Laforsch, C. (2019). Abundance and distribution of large microplastics (1-5 mm) within beach sediments at the Po River Delta, northeast Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110515.
- Pignotti, E., Casas, G., Llorca, M., Tellbüscher, A., Almeida, D., Dinelli, E., Farré, M., Barceló, D. (2018). Seasonal variations in the occurrence of perfluoroalkyl substances in water, sediment and fish samples from Ebro Delta (Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment*, 607, 933-943.
- Piñon-Colin, T.J., Rodriguez-Jimenez, R., Pastrana-Corral, M.A., Rogel-Hernandez, E., Toyohiko Wakida, F. (2018). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 63-71.
- Piperagkas, O., Papageorgiou, N., Karakassis, I. (2019). Qualitative and quantitative assessment of microplastics in three sandy Mediterranean beaches, including different methodological approaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219, 169-175.
- Pittura, L., Foglia, A., Akyol, Ç., Cipolletta, G., Benedetti, M., Regoli, F., Eusebi, A.L., Sabbatini, S., Tseng, L.Y., Katsou, E., Gorbi, S., Fatone, F. (2021). Microplastics in real wastewater treatment schemes: Comparative assessment and relevant inhibition effects on anaerobic processes. *Chemosphere*, 262, 128415.

- PlasticsEurope. (2012). *Plastics - the Facts 2012. An analysis of European Plastics production, demand and waste data for 2011. Report, 40 pages.* (<https://www.plasticseurope.org/>)
- PlasticsEurope. (2021). *Plastics - the Facts 2021 – An analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. Report, 34 pages.* (<https://www.plasticseurope.org/>)
- PNUMA. (1995). *Programa Global de Acción para la Protección del Ambiente Marino de Actividades de la Superficie Terrestre.1995.* (<https://www.un.org/>)
- PNUMA. (2011). *Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, Río de Janeiro, Brasil, 3 a 14 de junio de 1992.* (<https://www.un.org/>)
- PNUMA. (2011). *Estrategia de cooperación internacional para luchar contra la contaminación producida por los desechos vertidos a los mares y océanos.* (<https://www.un.org/>)
- Prata, J. C., Lavorante, B. R., Maria da Conceição, B. S. M., Guilhermino, L. (2018). *Influence of microplastics on the toxicity of the pharmaceuticals procainamide and doxycycline on the marine microalgae Tetraselmis chuii. Aquatic Toxicology, 197, 143-152.*
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T. (2019a). *Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 110, 150-159.*

- Prata, J.C., da Costa, J. P., Girão, A. V., Lopes, I., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T. (2019b). Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. *Science of the Total Environment*, 686, 131-139.
- Prata, J.C., Reis, V., Paço, A., Martins, P., Cruz, A., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., (2020a). Effects of spatial and seasonal factors on the characteristics and carbonyl index of (micro) plastics in a sandy beach in Aveiro, Portugal. *Science of The Total Environment*, 709, 135892.
- Prata, J.C., Castro, J.L., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., Cerqueira, M. (2020b). The importance of contamination control in airborne fibers and microplastic sampling: Experiences from indoor and outdoor air sampling in Aveiro, Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111522.
- Preston-Whyte, F., Silburn, B., Meakins, B., Bakir, A., Pillay, K., Worship, M., Paruk, S., Mdazuka, Y., Mooi, G., Harmer, R., Doran, D., Tooley, F., Maes, T. (2021). Meso- and microplastics monitoring in harbour environments: A case study for the Port of Durban, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111948.
- Primpke, S., Lorenz, C., Rascher-Friesenhausen, R., Gerdts, G. (2017). An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. *Analytical Methods*, 9(9): 1499–1511
- Qi, K., Lu, N., Zhang, S., Wang, W., Wang, Z., Guan, J. (2021). Uptake of Pb (II) onto microplastic-associated biofilms in freshwater: adsorption and combined toxicity in

- comparison to natural solid substrates. *Journal of Hazardous Materials*, 411, 125115.
- Qiu, Q., Peng, J., Yu, X., Chen, F., Wang, J., Dong, F. (2015). Occurrence of microplastics in the coastal marine environment: First observation on sediment of China. *Marine Pollution Bulletin*, 98, 274–280.
- Qiu, Q., Tan, Z., Wang, J., Peng, J., Li, M., Zhan, Z. (2016). Extraction, enumeration, and identification methods for monitoring microplastics in the environment. Estuarine. *Coastal and Shelf Science*, 176, 102-109.
- Quinn, B., Murphy, F., Ewins, C. (2017). Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment. *Analytical Methods*, 9(9), 1491-1498.
- Rasta, M., Sattari, M., Taleshi, M.S., Namin, J.I. (2020). Identification and distribution of microplastics in the sediments and surface waters of Anzali Wetland in the Southwest Caspian Sea, Northern Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111541
- Razeghi, N., Hamidian, A.H., Wu, C., Zhang, Y., Yang, M., 2021. Microplastic sampling techniques in freshwaters and sediments: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(6), 4225-4252.
- Real Decreto 1365/2018, de 2 de noviembre, por el que se aprueban las estrategias marinas. (BOE núm. 279, de 19 de noviembre de 2018).

- Reisser, J., Shaw, J., Hallegraeff, G., Proietti, M., Barnes, D.K., Thums, M., Wilcox, C., Hardesty, B.D., Pattiaratchi, C. (2014). Millimeter-sized marine plastics: a new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. *PLoS one*, 9(6), e100289.
- Reisser, J.W., Slat, B., Noble, K.D., Plessis, K.D., Epp, M., Proietti, M. C., Sonnevile, J., Becker, T., Pattiaratchi, C. (2015). The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences*, 12, 1249-1256.
- Renner, G., Schmidt, T.C., Schram, J. (2018). Analytical methodologies for monitoring micro (nano) plastics: Which are fit for purpose? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 55–61.
- Rios-Fuster, B., Alomar, C., Compa, M., Guijarro, B., Deudero, S. (2019). Anthropogenic particles ingestion in fish species from two areas of the western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 144, 325-333.
- Rios-Fuster, B., Arechavala-Lopez, P., García-Marcos, K., Alomar, C., Compa, M., Álvarez, E., Julià, M.M., Solomando Martí, A., Sureda, A., Deudero, S. (2021). Experimental evidence of physiological and behavioral effects of microplastic ingestion in *Sparus aurata*. *Aquatic Toxicology*, 231, 105737.
- Rist, S.E., Assidqi, K., Zamani, N.P., Appel, D., Perschke, M., Huhn, M., Lenz, M. (2016). Suspended micro-sized PVC particles impair the performance and decrease survival in the Asian green mussel *Perna viridis*. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1-2), 213-220.

- Rivera, M. (2018). Transferencia de partículas de plástico en las cadenas tróficas marinas. *Samsara Editorial*, 82-92.
- Robles-Arenas, V.M., Rodríguez, R., García, C., Manteca, J.I., Candela, L. (2006). Sulphide-mining impacts in the physical environment: Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain) case study. *Environmental Geology*, 51(1), 47-64.
- Rocha-Santos, T., Duarte A.C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47-53.
- Rochman, C., Hoh, E., Kurobe, T., The, S.J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3(1), 1-7.
- Rodella, I., Madau, F., Mazzanti, M., Corbau, C., Carboni, D., Utizi, K., Simeoni, U. (2019). Willingness to pay for management and preservation of natural, semi-urban and urban beaches in Italy. *Ocean & Coastal Management*, 172, 93-104.
- Rodrigues, M.O., Abrantes, N., Gonçalves, F.J.M., Nogueira, H., Marques, J.C., Gonçalves, A.M.M. (2018). Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). *Science of the Total Environment*, 633, 1549-1559.
- Rodríguez-Puente, C., Guerrero, J., García, I.M., Jornet, A. (2001). Estudio piloto sobre niveles y efectos del tributilo de estaño (TBT) y metales pesados en el Mar Menor. Instituto Español de Oceanografía. 32 pp.

- Rodríguez-Romeu, O., Constenla, M., Carrassón, M., Campoy-Quiles, M., Soler-Membrives, A. (2020). Are anthropogenic fibres a real problem for red mullets (*Mullus barbatus*) from the NW Mediterranean? *Science of the Total Environment*, 733, 139336.
- Romera-Castillo, C. (2022). *AntropOcéano: Cuidar los mares para salvar la vida*. Editorial Espasa Libros. 254 pp.
- Rosenkranz, P., Chaudhry, Q., Stone, V., Fernandes, T.F. (2009). A comparison of nanoparticle and fine particle uptake by *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 28(10), 2142-2149.
- Ruiz-Álvarez, V., Belmonte-Serrato, F., García-Marín, R. (2017). Analysis of precipitations trends in the Region of Murcia (Southeast Spain) over the period 1956-2015. In: 6th International Conference on Meteorology and Climatology of the Mediterranean, February, pp. 20-22.
- Ruiz-Orejón, L.F., Sardá, R., Ramis-Pujol, J. (2016). Floating plastic debris in the Central and Western Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, 120, 136-144.
- Ruiz-Orejón, L.F., Sardá, R., Ramis-Pujol, J. (2018). Now, you see me: High concentrations of floating plastic debris in the coastal waters of the Balearic Islands (Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 133, 636-646

- Rummel, C. D., Löder, M. G. J., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.M., Janke, M., Gerdt, G. (2016). Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 102 (1), 134-141.
- Rutledge, D.N., Barros, A.S. (2002). Durbin–Watson statistic as a morphological estimator of information content. *Analytica Chimica Acta*, 454(2), 277-295.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L. (2009). Monitoring the abundance of plastics debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1999-2012.
- Ryan, P.G., de Bruyn, P.J.N., Bester, M.N. (2016). Regional differences in plastic ingestion among Southern Ocean fur seals and albatrosses. *Marine Pollution Bulletin*, 104(1–2), 207-210.
- Sagawa, N., Kawaii, K., Hinata, H. (2018). Abundance and size of microplastics in a coastal sea: comparison among bottom sediment, beach sediment, and surface water. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 532–540
- Sánchez, A.P., González, E.R., Sánchez, E.J.P. (2021). Simulación del proceso de producción de anhídrido maleico mediante el simulador ChemCAD®. *Revista Mutis*, 11(2), 8-21.
- Sánchez, C. (2020). Fungal potential for the degradation of petroleum-based polymers: An overview of macro-and microplastics biodegradation. *Biotechnology Advances*, 40, 107501.

- Sarafraz, J., Rajabizadeh, M., Kamrani, E. (2016). The preliminary assessment of abundance and composition of marine beach debris in the northern Persian Gulf, Bandar Abbas City, Iran. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96(1), 131-135.
- Sarkar, D. J., Sarkar, S. D., Das, B. K., Sahoo, B. K., Das, A., Nag, S. K., Manna, R.K., Behera, B.K., Samanta, S. (2021). Occurrence, fate and removal of microplastics as heavy metal vector in natural wastewater treatment wetland system. *Water Research*, 192, 116853.
- Satoh, W., Hosono, H., Suzuki, H. (2005). On-chip microfluidic transport and mixing using electrowetting and incorporation of sensing functions. *Analytical Chemistry*, 77(21), 6857-6863.
- Savinelli, B., Vega Fernández, T., Galasso, N., D'Anna, G., Pipitone, C., Prada, F., Zenone, A., Badalamenti, F., Musco, L. (2020). Microplastics impair the feeding performance of a Mediterranean habitat-forming coral. *Marine Environmental Research*, 155, 104887.
- Savoca, S., Capillo, G., Mancuso, M., Bottari, T., Crupi, R., Branca, C., Romano, V., Faggio, C., D'Angelo, G., Spanò, N. (2019). Microplastics occurrence in the Tyrrhenian waters and in the gastrointestinal tract of two congener species of seabreams. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 67, 35-41.
- Savoca, S., Matanović, K., D'Angelo, G., Vetri, V., Anselmo, S., Bottari, T., Mancuso, M., Kužir, S., Spanò, N., Capillo, G., Di Paola, D., Valić, D., Gjurčević, E. (2021).

- Ingestion of plastic and non-plastic microfibers by farmed gilthead seabream (*Sparus aurata*) and common carp (*Cyprinus carpio*) at different life stages. *Science of the Total Environment*, 782, 146851.
- Sbrana, A., Valente, T., Scacco, U., Bianchi, J., Silvestri, C., Palazzo, L., de Lucia, G.A., Valerani, C., Ardizzone, G., Matiddi, M. (2020). Spatial variability and influence of biological parameters on microplastic ingestion by *Boops boops* (L.) along the Italian coasts (Western Mediterranean Sea). *Environmental Pollution*, 263, 114429.
- Schmidt, N., Thibault, D., Galgani, F., Paluselli, A., Sempéré, R. (2018). Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography*, 163, 214-220.
- Schröder, K., Kossel, E., Lenz, M. (2021). Microplastic abundance in beach sediments of the Kiel Fjord, Western Baltic Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (21), 26515-26528.
- Seginer, I. (2016). Growth models of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) for aquaculture: A review. *Aquacultural Engineering*, 70, 15-32.
- Sen, S.K., Raut, S. (2015). Microbial degradation of low density polyethylene (LDPE): A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 462-473.
- Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Nielsen, A., Trolle, D. (2021). A holistic approach for determining the hydrology of the mar menor coastal lagoon by

- combining hydrological & hydrodynamic models. *Journal of Hydrology*, 603, 127150.
- Serrato, F.B., López, S.R., Díaz, A.R., Brotons, J.M., Sarría, F.A. (2009). Contaminación de suelos por “metales pesados” en la sierra minera de Cartagena-La Unión y su entorno (Sureste de España). En: *Avances en estudios sobre desertificación: aportaciones al Congreso Internacional sobre Desertificación en memoria del profesor John B. Thornes, (Murcia, 2009)= Advances in studies on desertification: contributions to the International Conference on Desertification in memory of professor Jo* (pp. 171-174). Universidad de Murcia.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, 77-83.
- Setälä, O., Granberg, M., Hassellöv, M., Karlsson, T., Lehtiniemi, M., Mattsson, K., Strand, J., Talvitie, J., Magnusson, K. (2019). Monitoring of microplastics in the marine environment – Changing directions towards quality controlled tailored solutions. Nordic Council of Ministers.
- Sfriso, A.A., Tomio, Y., Rosso, B., Gambaro, A., Sfriso, A., Corami, F., Rastelli, E., Corinaldesi, C., Mistri, M., Munari, C. (2020). Microplastic accumulation in benthic invertebrates in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Environment International*, 137, 105587.

Sherrington, C., Darrah, C., Hann, S., Cole, G., Corbin, M. (2016). Study to support the development of measures to combat a range of marine litter sources. *Report for European Commission DG Environment*, 410.

Shiber, J.G. (1979). Plastic pellets on the coast of Lebanon. *Marine Pollution Bulletin*, 10(1), 28-30.

Shiber, J.G. (1982). Plastic pellets on Spain's 'Costa del Sol' beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 13(12), 409-412.

Sibirtsova, E.N. (2016). The black sea and microplastics: Sevastopol beaches monitoring. (<https://www.emecs.or.jp/en/>)

Simonneau, J. 1973. Mar Menor: Evolution Sédimentologique et Géochimique récente du remplissage. Tesis Doctoral. Université Paul Sebatier de Toulouse (Toulouse, France). 172 pp.

Simon-Sánchez, L., Grelaud, M., Franci, M., Ziveri, P. (2022). Are research methods shaping our understanding of microplastic pollution? A literature review on the seawater and sediment bodies of the Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*, 292, 118275.

Simon-Sánchez, L., Grelaud, M., Garcia-Orellana, J., Ziveri, P. (2019). River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Science of the Total Environment*, 687, 1186–1196.

- Singh, N., Khandelwal, N., Tiwari, E., Naskar, N., Lahiri, S., Lützenkirchen, J., Darbha, G.K. (2021). Interaction of metal oxide nanoparticles with microplastics: Impact of weathering under riverine conditions. *Water Research*, 189, 116622.
- Singh, B., Sharma, N., (2008). Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*, 93(3), 561-584.
- Solomando, A., Capó, X., Alomar, C., Álvarez, E., Compa, M., Valencia, J.M., Pinya, S., Deudero, S., Sureda, A. (2020). Long-term exposure to microplastics induces oxidative stress and a pro-inflammatory response in the gut of *Sparus aurata* Linnaeus, 1758. *Environmental Pollution*, 266, 115295.
- Stark, N.M., Matuana, L.M. (2004). Surface chemistry and mechanical property changes of wood-flour/high-density-polyethylene composites after accelerated weathering. *Journal of Applied Polymer Science*, 94 (6), 2263-2273.
- Strand, J., Tairova, Z. (2016). Microplastic particles in North Sea sediments 2015. *Scientific Report*, 178, 24pp.
- Su, L., Deng, H., Li, B., Chen, Q., Pettigrove, V., Wu, C., Shi, H. (2019). The occurrence of microplastic in specific organs in commercially caught fishes from coast and estuary area of east China. *Journal of Hazardous Materials*, 365, 716-724.
- Suau, P., López, J. (1976). Contribución al estudio de la dorada, *Sparus aurata* L. *Inv.Pesq.*, 40, 169-199.

- Sundar, S., Chokkalingam, L., Roy, P.D., Usha, T. (2021). Estimation of microplastics in sediments at the southernmost coast of India (Kanyakumari). *Environmental Science and Pollution Research*, 28(15), 18495-18500.
- Sundt, P., Schulze, P.E., Syversen, F. (2014) Sources of Microplastic Pollution to the Marine Environment. *Mepex for the Norwegian Environment Agency*, 86, 20.
- Syberg, K., Nielsen, M.B., Oturai, N. B., Clausen, L.P.W., Ramos, T.M., Hansen, S.F. (2022). Circular economy and reduction of micro(nano)plastics contamination. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 5, 100044.
- Tata, T., Belabed, B.E., Bououdina, M., Bellucci, S. (2020). Occurrence and characterization of surface sediment microplastics and litter from North African coasts of Mediterranean Sea: Preliminary research and first evidence. *Science of the Total Environment*, 713, 136664.
- Teles, M., Balasch, J.C., Oliveira, M., Sardans, J., Peñuelas, J. (2020). Insights into nanoplastics effects on human health. *Science Bulletin*, 65, 1966-1969.
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Martignac, M., Mingotaud, A.F., Boyron, O., Perez, E. (2017). To what extent are microplastics from the open ocean weathered? *Environmental Pollution*, 227, 167-174.
- Terzi, Y., Gedik, K., Eryaşar, A., Öztürk, R. Ç., Şahin, A., Yılmaz, F. (2022). Microplastic contamination and characteristics spatially vary in the southern Black Sea beach sediment and sea surface water. *Marine Pollution Bulletin*, 174. 113228.

- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304 (5672), 838-838.
- Thostenson, E.T., Ziaee, S., Chou, T.W. (2009). Processing and electrical properties of carbon nanotube/vinyl ester nanocomposites. *Composites Science and Technology*, 69 (6), 801-804.
- Tirkey, A., Upadhyay, L.S.B. (2021). Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Marine Pollution Bulletin* 170, 112604.
- Tiwari, M., Rathod, T.D., Ajmal, P.Y., Bhangare, R.C., Sahu, S.K. (2019). Distribution and characterization of microplastics in beach sand from three different Indian coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 262-273.
- Tofa, T.S., Kunjali, K.L., Paul, S., Dutta, J. (2019). Visible light photocatalytic degradation of microplastic residues with zinc oxide nanorods. *Environmental Chemistry Letters*, 17 (3), 1341-1346.
- Torres, F.G., y. De la Torre, G.E. (2021). Historical microplastic records in marine sediments: Current progress and methodological evaluation. *Regional Studies in Marine Science*, 46, 101868.
- Tosetto, L., Brown, C., Williamson, J.E. (2016). Microplastics on beaches: ingestion and behavioural consequences for beachhoppers. *Marine Biology*, 163 (10), 1-13.

- Tsang, Y., Mak C.W., Liebicha, C., Lamb, S.W., Sze, E.T-P., Chan, K.M. (2017). Microplastic pollution in the marine waters and sediments of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 115, 20-28.
- Tsangaris, C., Digka, N., Valente, T., Aguilar, A., Borrell, A., de Lucia, G.A., Gambaiani, D., Garcia-Garin, O., Kaberi, H., Martin, J., Mauriño, E., Miaud, C., Palazzo, L., Pérez del Olmo, A., Antonio Raga, J.A., Sbrana, A., Silvestri, C., Skylaki, E., Vighi, M., Wongdontree, P., Matiddi, M. (2020). Using *Boops boops* (osteichthyes) to assess microplastic ingestion in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111397.
- Tu, C., Chen, T., Zhou, Q., Liu, Y., Wei, J., Waniek, J.J., Luo, Y. (2020). Biofilm formation and its influences on the properties of microplastics as affected by exposure time and depth in the seawater. *Science of The Total Environment*, 734, 139237.
- Tziourrou, P., Megalovasilis, P., Tsounia, M., Karapanagioti, H.K. (2019). Characteristics of microplastics on two beaches affected by different land uses in Salamina Island in Saronikos Gulf, east Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110531.
- Ugwu, K., Herrera, A., Gómez, M. (2021). Microplastics in marine biota: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112540.

- UNEP. Convenio de Barcelona - United Nations Environment Programme  
`Mediterranean Action Plan for the Barcelona Convention`  
(<http://www.unepmap.org>)
- Urban-Malinga, B., Zalewska, M., Jakubowska, A., Wodzinowska, T., Malinga, M., Pałusc, B., Dąbrowska, A. (2020). Microplastics on sandy beaches of the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111170.
- Uurasjärvi, E., Pääkkönen, M., Setälä, O., Koistinen, A., Lehtiniemi, M. (2021). Microplastics accumulate to thin layers in the stratified Baltic Sea. *Environmental Pollution*, 268, 115700.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Mees, J., Janssen, C.R. (2013). Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 73, 161-169.
- Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. (2014). *Environmental Pollution*, 193, 65-70.
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C.R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, Pages 5-17.
- van der Hal, N., Ariel, A., Angel, D.L. (2017). Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 116 (1-2), 151-155.

- Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B.D., Franeker, J.A., Eriksen, M., Siegel, M., Galgani, F., Law K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, 10 (12), 124006.
- Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M.J., Diogène, J., Bekaert, K., Robbens, J. (2015). A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research*, 143, 46-55.
- Veerasingam, S., Mugilarasan, M., Venkatachalapathy, R., Vethamony, P. (2016a). Influence of flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. *Marine Pollution Bulletin*, 109, 196–204.
- Veerasingam, S., Saha, M., Suneel, V., Vethamony, P., Rodrigues, A. C., Bhattacharyya, S., Naik, B.G. (2016b). Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. *Chemosphere*, 159, 496-505.
- Vega-Moreno, D., Abaroa-Pérez, B., Rein-Loring, P.D., Presas-Navarro, C., Fraile-Nuez, E., Machín, F., (2021). Distribution and transport of microplastics in the upper 1150 m of the water column at the Eastern North Atlantic Subtropical Gyre, Canary Islands, Spain. *Science of The Total Environment*, 788, 147802.
- Velasco, A.M., Pérez-Ruzafa, A., Martínez-Paz, J.M., Marcos, C. (2018). Ecosystem services and main environmental risks in a coastal lagoon (Mar Menor, Murcia, SE Spain): The public perception. *Journal for Nature Conservation*, 43, 180-189,

- Veneman, W.J., Spaink, H.P., Brun, N.R., Bosker, T., Vijver, M.G. (2017). Pathway analysis of systemic transcriptome responses to injected polystyrene particles in zebrafish larvae. *Aquatic Toxicology*, 190, 112-120.
- Venkatramanan, S., Chung, S.Y., Selvam, S., Sivakumar, K., Soundhariya, G.R., Elzain, H.E., Simul Bhuyan, M.S. (2022). Characteristics of microplastics in the beach sediments of Marina tourist beach, Chennai, India. *Marine Pollution Bulletin*, 176, 113409.
- Vermeiren, P., Muñoz, C., Ikejima, K. (2020). Microplastic identification and quantification from organic rich sediments: A validated laboratory protocol. *Environmental Pollution*, 262, 114298.
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54-61.
- Viršek, M-K., Lovšin, M.N., Koren, S., Kržan, A., Peterlin, M. (2017). Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine Pollution Bulletin*, 125, 301-309.
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Kohler, 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.
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M. (2016). The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113, 7-17.
- Wang, W., Wang, J. (2018a). Comparative evaluation of sorption kinetics and isotherms of pyrene onto microplastics. *Chemosphere* 193, 567-573.
- Wang, W., Wang, J. (2018b). Different partition of polycyclic aromatic hydrocarbon on environmental particulates in freshwater: microplastics in comparison to natural sediment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 648-655.
- Wang, J., Liu, X., Liu, G. (2019). Sorption behaviors of phenanthrene, nitrobenzene, and naphthalene on mesoplastics and microplastics. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (12), 12563-12573.
- Wang, Y., Zou, X., Peng, C., Qiao, S., Wang, T., Yuh, W., Khokiattiwongi, S., Kornkanitnanj, N. (2020a). Occurrence and distribution of microplastics in surface sediments from the Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110916.

- Wang Q, Zhang Y, Wangjin X, Wang Y, Meng G, Chen Y. (2020b). The adsorption behavior of metals in aqueous solution by microplastics effected by UV radiation. *Journal of Environmental Sciences*, 87, 272-280.
- Wang, W., Qi, M., Jia, X., Jin, J., Zhou, Q., Zhang, M., Zhou, W., Li, A. (2020c). Differential adsorption of zwitterionic PPCPs by multifunctional resins: The influence of the hydrophobicity and electrostatic potential of PPCPs. *Chemosphere*, 241, 125023.
- Wang, S., Zhang, C., Pan, Z., Sun, D., Zhou, A., Xie, S., Wang, J., Zou, J. (2020d). Microplastics in wild freshwater fish of different feeding habits from Beijiang and Pearl River Delta regions, south China. *Chemosphere*, 258, 127345.
- Wang, Q., Zhu, X., Hou, C., Wu, Y., Teng, J., Zhang, C., Tan, H., Shan, E., Zhang, W., Zhao, J. (2021). Microplastic uptake in commercial fishes from the Bohai Sea, China. *Chemosphere*, 263, 127962.
- Wassef, E., Eisawy, A. (1985). Food and feeding habits of wild and reared glithead bream *Sparus aurata* L. *Cybium (Paris)*, 9(3), 233-242.
- Watts, A.J.R., Lewis, C., Goodhead, R.M., Beckett, S.J., Moger, J., Tyler, C.R., Galloway, T.S. (2014). Uptake and retention of microplastics by the Shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science & Technology*, 48(15), 8823-8830.

- Watts, A. J., Urbina, M. A., Corr, S., Lewis, C., Galloway, T. S. (2015). Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environmental Science & Technology*, 49(24), 14597-14604.
- Wegner, A., Besseling, E., Foekema, E.M., Kamermans, P., Koelmans, A.A. (2012). Effects of nanopolystyrene on the feeding behavior of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(11), 2490-2497.
- Welden, N.A., Cowie, P.R. (2017). Degradation of common polymer ropes in a sublittoral marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 118 (1-2), 248-253.
- Wessel, C.C., Lockridge, G.R., Battiste, D., Cebriana, J. (2016). Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 109, 178-183.
- Woodall, L.C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G.L., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R.C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1(4), 140317.
- Woodall, L.C., Gwinnett, C., Packer, M., Thompson, R.C., Robinson, L.F., Paterson, G.L. (2015). Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibrils in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 95 (1), 40-46.

- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway T.S. (2013a). The Physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492.
- Wright, S.L., Rowe, D., Thompson, R.C., Galloway, T.S. (2013b). Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*, 23, (23) R1031-R1033.
- Wu, C., Zhang, K., Huang, X., Liu, J. (2016). Sorption of pharmaceuticals and personal care products to polyethylene debris. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (9), 8819-8826.
- Wu, Y., Guo, P., Zhang, X., Zhang, Y., Xie, S., Deng, J. (2019). Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae. *Journal of Hazardous Materials*, 374, 219-227.
- Xu, X.Y., Wong, C.Y., Tam, N.F.Y. Lo, H.S., Cheung, S.G. (2020a). Microplastics in invertebrates on soft shores in Hong Kong: Influence of habitat, taxa and feeding mode. *Science of The Total Environment*, 715, 136999.
- Xu, X.Y., Wong, C.Y., Tam, N.F.Y., Liu, H.M. Cheung, S.G. (2020b). Barnacles as potential bioindicator of microplastic pollution in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111081.
- Xu, Q., Gao, Y., Xu, Li., Shi, W., Wang, F., LeBlanc, G.A., Cui, S., An, L., Lei, K. (2020c). Investigation of the microplastics profile in sludge from China's largest

- Water reclamation plant using a feasible isolation device. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 122067.
- Xumiao, L., Prata, J.C., Alves, J.R., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., Cerqueira, M. (2021). Airborne microplastics and fibers in indoor residential environments in Aveiro, Portugal. *Environmental Advances*, 6, 100134.
- Yabanlı, M., Yozukmaz, A., Şener, I., Ölmez, Ö.T. (2019). Microplastic pollution at the intersection of the Aegean and Mediterranean Seas: A study of the Datça Peninsula (Turkey). *Marine Pollution Bulletin*, 145, 47-55.
- Yan, Z., Zhao, H., Zhao, Y., Zhu, Q., Qiao, R., Ren, H., Zhang, Y. (2020). An efficient method for extracting microplastics from feces of different species. *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121489.
- Yao, P., Zhou, B., Lu, Y., Yin, Y., Zong, Y., Chen, M. T., O'Donnell, Z. (2019). A review of microplastics in sediments: Spatial and temporal occurrences, biological effects, and analytic methods. *Quaternary International*, 519, 274-281.
- Ye, Y., Yu, K., Zhao, Y. (2022). The development and application of advanced analytical methods in microplastics contamination detection: A critical review. *Science of The Total Environment*, 818, 151851.
- Yin, L., Chen, B., Xia, B., Shi, X., Qu, K. (2018). Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacoever (*Sebastes schlegelii*). *Journal of Hazardous Materials*, 360, 97-105.

- Yin, L., Liu, H., Cui, H., Chen, B., Li, L., Wu, F. (2019). Impacts of polystyrene microplastics on the behavior and metabolism in a marine demersal teleost, black rockfish (*Sebastes schlegelii*). *Journal of Hazardous Materials*, 380, 120861.
- Yin, L., Wen, X., Huang, D., Zeng, G., Deng, R., Liu, R., Zhou, Z., Tao, J., Xiao, R., Pan, H. (2021). Microplastics retention by reeds in freshwater environment. *Science of The Total Environment*, 790,148200.
- 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.
- Yu, X., Ladewig, S., Bao, S., Toline, C.A., Whitmire, S., Chowb, A.T. (2018). Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. *Science of the Total Environment*, 613–614, 298–305.
- Yu, Q., Hu, X., Yang, B., Zhang, G., Wang, J., Ling, W. (2020). Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment. *Chemosphere*, 249, 126059
- Zazouli, M., Nejati, H., Hashempour, Y., Dehbandi, R., Nam, V. T., Fakhri, Y. (2022). Occurrence of microplastics (MPs) in the gastrointestinal tract of fishes: A global systematic review and meta-analysis and meta-regression. *Science of The Total Environment*, 815, 152743.

- Zerbi, G., Gallino, G., Del Fanti, N., Bains, L. (1989). Structural depth profiling in polyethylene films by multiple internal reflection infra-red spectroscopy. *Polymer*, 30 (12), 2324–2327.
- Zhan, Z., Wang, J., Peng, J., Xie, Q., Huang, Y., Gao, Y. (2016). Sorption of 3, 3', 4, 4'-tetrachlorobiphenyl by microplastics: a case study of polypropylene. *Marine Pollution Bulletin*, 110 (1), 559-563.
- Zhang, C., Chen, X., Wang, J., Tan, L. (2017). Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: interactions between microplastic and algae. *Environmental Pollution*, 220, 1282-1288.
- Zhang, K., Shi, H., Peng, J., Wang, Y., Xiong, X., Wu, C., Lam, P.K. (2018). Microplastic pollution in China's inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management. *Science of the Total Environment*, 630, 1641-1653.
- Zhang, C., Zhou, H., Cui, Y., Wang, C., Li, Y., Zhang, D. (2019a). Microplastics in offshore sediment in the Yellow Sea and East China Sea, China. *Environmental Pollution*, 244, 827-833.
- Zhang, T.-R., Wang, C.-X., Dong, F.-Q., Gao, Z.-Y., Zhang, C.-J., Zhang, X.-J., Fu, L.-M., Wang, Y., Zhang, J.-P. (2019b). Uptake and translocation of styrene maleic anhydride nanoparticles in *Murraya exotica* plants as revealed by noninvasive, real-time optical bio-imaging. *Environmental Science & Technology*, 53 (3), 1471-1481.

- Zhang, L., Liu, J., Xie, Y., Zhong, S., Yang, B., Lu, D., Zhong, Q. (2020a). Distribution of microplastics in surface water and sediments of Qin river in Beibu Gulf, China. *Science of The Total Environment*, 708, 135176.
- Zhang, C., Wang, S., Pan, Z., Sun, D., Xie, S., Zhou, A., Wang, J., Zou, J. (2020b). Occurrence and distribution of microplastics in commercial fishes from estuarine areas of Guangdong, South China. *Chemosphere*, 260, 127656.
- Zhang, X., Yu, K., Zhang, H., Liu, Y., He, J., Liu, X., Jiang, J. (2020c). A novel heating-assisted density separation method for extracting microplastics from sediments. *Chemosphere*, 256, 127039.
- Zhang, B., Yang, X., Liu, L., Chen, L., Teng, J., Zhu, X., Zhao, J., Wang, Q. (2021a). Spatial and seasonal variations in biofilm formation on microplastics in coastal waters. *Science of The Total Environment*, 770, 145303.
- Zhang, L., Liu, J., Xie, Y., Zhong, S. (2021b). Occurrence and removal of microplastics from wastewater treatment plants in a typical tourist city in China. *Journal of Cleaner Production*, 291, 125968.
- Zhang, Z., Gao, S-H., Luo, G., Kang, Y., Zhang, L., Pan, Y., Zhou, X., Fan, L., Liang, B., Wang, A. (2022). The contamination of microplastics in China's aquatic environment: Occurrence, detection and implications for ecological risk. *Environmental Pollution*, 296, 118737.

- Zhao, S., Zhu, L., Li, D. (2015). Characterization of small plastic debris on tourism beaches around the South China Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 1, 55-62.
- Zhao, S., Zhu, L., Li, D. (2016). Microscopic anthropogenic litter in terrestrial birds from Shanghai, China: Not only plastic but also natural fibers. *Science of the Total Environment*, 550, 1110-1115.
- Zhao, Y., Bao, Z., Wan, Z., Fu, Z., Jin, Y. (2019). Polystyrene microplastic exposure disturbs hepatic glycolipid metabolism at the physio-logical, biochemical, and transcriptomic levels in adult zebrafish. *Science of the Total Environment*, 710, 1-34.
- Zheng, Y., Li, J., Cao, W., Jiang, F., Zhao, C., Ding, H., Wang, M., Gao, F., Sun, C., 2020. Vertical distribution of microplastics in bay sediment reflecting effects of sedimentation dynamics and anthropogenic activities. *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110885.
- Zhou, B. Wang, J., Zhang, H., Shi, H., Fei, Y., Huang, S., Tong, Y., Wen, D., Luo, Y., Barceló, D. (2020). Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: multiple sources other than plastic mulching film. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 121814.
- Zhu, J., Imam, A., Crane, R., Lozano, K., Khabashesku, V.N., Barrera, E.V. (2007). Processing a glass fiber reinforced vinyl ester composite with nanotube enhancement of interlaminar shear strength. *Composites Science and Technology*, 67 (7-8), 1509-1517.

- Zhu, L., Wang, H., Chen, B., Sun, X., Qu, K., Xia, B. (2019). Microplastic ingestion in deep-sea fish from the South China Sea. *Science of the Total Environment*, 677: 493-501.
- Zhu, L., Zhao, S., Bittar, T.B., Stubbinsd, A., Li. D. (2020). Photochemical dissolution of buoyant microplastics to dissolved organic carbon: Rates and microbial impacts. *Journal of Hazardous Materials*, 383, 121065.
- Ziajahromi, S., Kumar, A., Neale, P.A., Leusch, F.D.L. (2017). Impact of microplastic beads and fibers on waterflea (*Ceriodaphnia dubia*) survival, growth, and reproduction: implications of single and mixture exposures. *Environmental Science & Technology*, 51 (22), 13397-13406.
- Ziebarth, N., Seeger, D., Eriksen, M. (2019). Agua ¿Hemos naufragado? En: Boll, F. H., y Plastic, M. B. F. F. (2019). Atlas del Plástico: Datos y cifras sobre el mundo de los polímeros sintéticos. 2019.
- Zobkov, M., Esiukova, E. (2017). Microplastics in Baltic bottom sediments: quantification procedures and first results. *Marine Pollution Bulletin*, 114 (2), 724-732
- Zobkov, M.B., Esiukova, E.E. (2018). Microplastics in a Marine Environment: Review of Methods for Sampling, Processing, and Analyzing Microplastics in Water, Bottom Sediments, and Coastal Deposits. *Oceanology*, 58 (1), 137–143.

Zohrabi, M., Lim, W. Y., Cormack, R. H., Supekar, O. D., Bright, V. M., Gopinath, J. T. (2019). Lidar system with nonmechanical electrowetting-based wide-angle beam steering. *Optics Express*, 27 (4), 4404-4415.

Zou J, Liu X, Zhang D, Yuan X. (2020). Adsorption of three bivalent metals by four chemical distinct microplastics. *Chemosphere*, 248, 126064.



ANEXO I.

ÍNDICE DE FIGURAS

---

## ANEXO I ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Fig. 3.1. Sistema estandarizado de clasificación por tamaño y color (SCS) (Fuente: Crawford y Quinn, 2017a).</i>	12
<i>Fig. 3.2. Evolución de publicaciones sobre microplásticos en “ScienceDirect”.</i>	21
<i>Fig. 3.3. Uso agrícola del suelo, según tipo de cultivo (Fuente: Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE) 2014. Instituto Geográfico Nacional).</i>	50
<i>Fig. 3.4. Evolución los ingresos por total de kg de pesca desembarcada según especie objetivo en el mar Menor (fuente: elaboración propia a partir de los datos de <a href="https://econet.carm.es/web/crem/">https://econet.carm.es/web/crem/</a>).</i>	52
<i>Fig. 3.5. Evolución de la superficie urbanizada en el mar Menor (1956 y 2010) (Fuente: <a href="https://canalmarmenor.carm.es/wp-content/uploads/2020/07/Informe-Integral-sobre-el-estado-ecol%C3%B3gico-del-Mar-Menor.pdf">https://canalmarmenor.carm.es/wp-content/uploads/2020/07/Informe-Integral-sobre-el-estado-ecol%C3%B3gico-del-Mar-Menor.pdf</a>).</i>	55
<i>Fig. 3.6 Situación de puertos deportivos en el entorno del mar Menor. (Fuente: elaboración propia).</i>	58
<i>Figura 4.1. Localización de estaciones de muestreo de sedimentos costeros del Mar Menor objeto de estudio (Fuente: elaboración propia).</i>	62
<i>Fig. 4.2. Topología de las playas objeto de estudio: (a) abierta, (b) abierta con espigones de estabilización; (c) encajada por obras portuarias (Fuente: <a href="https://www.miteco.gob.es/es/">https://www.miteco.gob.es/es/</a>).</i>	63
<i>Fig. 4.3. Esquema de zonificación para la situación de estaciones de muestreo de playas. (Fuente: elaboración propia a partir de Flor y Flor-Blanco, 2011).</i>	70
<i>Fig. 4.4. Puntos de muestreo escogidos para la playa urbana de Cala Cortina (Fuente: elaboración propia).</i>	79

- Fig. 4.5. Recolección de muestras de sedimentos costeros: (a) cuadrado de madera de 50x50 cm; (b) (c) (d) (e) muestras recogidas en placas Petri de 120 mm de diámetro. 82
- Fig. 4.6. Vista aérea de las estaciones de muestreo de sedimentos marinos del puerto de Cartagena (Fuente: elaboración propia a partir de APC). 83
- Fig. 4.7. Recolección de muestras de sedimentos marinos mediante muestreador manual tipo Van Veen: (a) P1; (b) P2; (c) P3. 86
- Fig. 4.8. Mapa batimétrico del puerto de Cartagena y los puntos de muestreo de sedimento marino seleccionados para este estudio (Fuente: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/geoportal/>). 88
- Fig. 4.9. (a) Longitud y (b) medida de cada ejemplar de dorada analizado. 89
- Fig. 4.10. (a) y (b) Proceso de extracción del tracto gastrointestinal de doradas; (c) pesada de órganos; (d) muestra de intestino extraído de dorada. 91
- Fig. 4.11. (a) Estereomicroscopio trinocular del SIT (UPCT) con grupo de placas Petri de 40 mm con posibles microplásticos aislados; (b) medida de posible microplástico. 100
- Fig. 4.12. Espectrofotómetro infrarrojo Thermo Nicolet 5700 del SIT de la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT). 101
- Fig. 4.13. Resumen gráfico del tratamiento realizado a las muestras de sedimento costero y marino para el secado (- - - ), extracción (- - - ), digestión (- - - ), estereomicroscopía (- - - ) e identificación (- - - ) de microplásticos. 103
- Fig. 4.14. Resumen gráfico del tratamiento realizado a las muestras de estómago e intestino de doradas para la extracción, pesado y congelación (- - - ), lavado (- - - ), digestión (- - - ), estereomicroscopía (- - - ) e identificación (- - - ) de microplásticos. 104

- Fig. 5.1. Fotografías de restos film plásticos enredados entre vegetación de saladar en Salinas de Marchamalo supralitoral (S3). Al fondo Playa Paraíso (S2). (Fecha: 26 de mayo de 2021).* 117
- Fig. 5.2. Fotografías de cultivo acolchado en zona agrícola junto al mar Menor: (a) zona Mar de Cristal, (b) zona Los Nietos (S6) (Fecha: 26 de mayo de 2021).* 118
- Fig. 5.3. Porcentaje acumulado de formas por kg de sedimento seco analizado para cada una de las estaciones de muestreo del mar Menor (FB: fibra; FR: fragmento, FI: film; BD: microesférula).* 121
- Fig. 5.4. Concentración media de las formas identificadas por kg de sedimento seco analizado en estaciones de muestreo supramareales e intermareales del mar Menor.* 123
- Fig. 5.5. Gráfico de cajas y bigotes del tamaño medio de MP para cada estación de muestreo del mar Menor.* 124
- Fig. 5.6. Distribución del tamaño medio de grano según clasificación de Udden-Wentworth para cada estación de muestreo del mar Menor.* 125
- Fig. 5.7. Porcentaje acumulado de MP según rango de tamaño para cada estación de muestreo del mar Menor.* 126
- Fig. 5.8. Porcentaje acumulado de formas según rangos de tamaño en sedimentos costeros del mar Menor.* 128
- Fig. 5.9. Distribución de colores según forma para los MP aislados en estaciones de muestreo del mar Menor.* 129
- Fig. 5.10. (a) Frecuencia de volumen (%) y (b) Distribución acumulada de tamaño de partícula de sedimento costero para playas naturales y urbanas del mar Menor.* 132
- Fig. 5.11. Porcentaje acumulado de formas según grupos de polímeros indentificados en sedimentos costeros del mar Menor.* 139

- Fig. 5.12. Diferencias estadísticamente significativas en la concentración media de distintos grupos de polímeros, según: (a) localización de la estación de muestreo; (b) ubicación según el cauce; y (c) situación de la cubeta. 141
- Fig. 5.13. Diferencias estadísticamente significativas en la concentración media de distintos grupos de polímeros, según: (a) morfología de la playa; (b) número de figuras de protección; y (c) LIC-NO LIC. 142
- Fig. 5.14. Gráfico de cajas y bigotes de la concentración media de ML y MP por kg de sedimento seco analizado y año de muestreo en sedimentos costeros del mar Menor. 148
- Fig. 5.15. Porcentaje acumulado de formas por kg de sedimento seco analizado y año de muestreo en sedimentos costeros del mar Menor. 149
- Fig. 5.16. Porcentaje acumulado de MP según rangos de tamaño y año de muestreo en sedimentos costeros del mar Menor. 150
- Fig. 5.17. Distribución de colores según año para los MP aislados en sedimentos costeros del mar Menor. 151
- Fig. 5.18. Gráfico de cajas y bigotes de la concentración media de ML y MP por kg de sedimento seco analizado para el año 2019, antes y después de la DANA, en sedimentos costeros del mar Menor. 154
- Fig. 5.19. Concentración media de microbasura (ML), microplásticos (MP), fibras (FB) y partículas microplásticas (MPP) en estómago e intestino de Sparus aurata. 157
- Fig. 5.20. Porcentaje de formas presentes en estómago e intestino de doradas del mar Menor (FB: fibra; FR: fragmento, FI: film; BD: microesférula). 162
- Fig. 5.21. Porcentaje acumulado de MP analizado según rango de tamaño en estómago e intestino de doradas del mar Menor. 164
- Fig. 5.22. Distribución de colores para MP aislados en estómago e intestino de doradas del mar Menor. 165

<i>Fig. 5.23. Porcentaje acumulado de MP transparentes y opacos aislados en estómago e intestino de doradas del mar Menor según la talla.</i>	166
<i>Fig. 5.24. Porcentaje acumulado de formas por kg de sedimento marino seco analizado y zona de muestreo.</i>	172
<i>Fig. 5.25. Distribución de colores según zona de muestreo de sedimento marino.</i>	173
<i>Fig. 5.26. Porcentaje acumulado de grupos de polímeros por zona punto de muestreo de sedimento marino y totales.</i>	174
<i>Fig. 5.27. Concentración media (<math>\pm</math> error estándar de la media) de microplásticos en sedimentos costeros (Z1, Z2, Z3) y marinos (P1, P2, P3).</i>	178
<i>Fig. 5.28. Gráfico de cajas y bigotes de la concentración media (<math>\pm</math> error estándar de la media) de FB por kg de sedimento seco costero según mes de muestreo.</i>	180
<i>Fig. 5.29. Distribución de colores según zona de muestreo de sedimento costero.</i>	182
<i>Fig. 5.30. Porcentaje acumulado de grupos de polímeros por zona de muestreo de sedimento costero y totales.</i>	183
<i>Fig. 5.31. Relación entre valores observados y predichos de CRIS según modelo de regresión para: (a) sedimentos marinos (Ec. 1) y (b) sedimentos costeros (Ec. 2).</i>	195



ANEXO II.  
ÍNDICE DE TABLAS

---

## ANEXO II ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 3.1. Estimación de emisiones al medio marino según fuentes de emisión (Fuente: CEDEX, 2017a).</i>	14
<i>Tabla 3.2. Concentración de MP y basuras plásticas flotantes en las subcuencas del Mediterráneo (Fuente:elaboración propia a partir de Cincinelli et al., 2019).</i>	24
<i>Tabla 3.3. Estudios analizados sobre abundancia y caracterización de microplásticos en la columna de agua.</i>	25
<i>Tabla 3.4. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento marino.</i>	27
<i>Tabla 3.5. Análisis de estudios sobre abundancia y caracterización de microplásticos en sedimento costero.</i>	32
<i>Tabla 3.6. Evolución de uso de agua y cauce receptor de las EDAR del entorno del mar Menor (Fuente: elaboración propia a partir de Barragán y Sanabria, 2016 (datos 2014) y <a href="https://www.esamur.com">https://www.esamur.com</a> (datos 2022)).</i>	57
<i>Tabla 4.1. Localización de estaciones de muestreo en mar Menor, codificación, tipo de playa y número de figuras de protección.</i>	71
<i>Tabla 4.2. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S1 (Playa Honda) del mar Menor.</i>	72
<i>Tabla 4.3. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S2 (Playa Paraíso) del mar Menor.</i>	73
<i>Tabla 4.4. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S3 (Salinas de Marchamalo supramareal) del mar Menor.</i>	73
<i>Tabla 4.5. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S4 (Mar de Cristal) del mar Menor.</i>	74
<i>Tabla 4.6. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S5 (Islas Menores) del mar Menor.</i>	74

<i>Tabla 4.7. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S6 (Los Nietos) del mar Menor.</i>	75
<i>Tabla 4.8. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S7 (Saladar Lo Poyo intermareal) del mar Menor.</i>	75
<i>Tabla 4.9. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S8 (Saladar Lo Poyo supramareal) del mar Menor.</i>	75
<i>Tabla 4.10. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S9 (La Perla) del mar Menor.</i>	76
<i>Tabla 4.11. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S10 (Los Urrutias) del mar Menor.</i>	76
<i>Tabla 4.12. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S11 (La Manga) del mar Menor</i>	76
<i>Tabla 4.13. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S12 (Marina del Carmolí sur supramareal) del mar Menor.</i>	77
<i>Tabla 4.14. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S13 (Marina del Carmolí sur intermareal) del mar Menor.</i>	77
<i>Tabla 4.15. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S14 (Marina del Carmolí norte supramareal) del mar Menor.</i>	77
<i>Tabla 4.16. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S15 (Marina del Carmolí norte intermareal) del mar Menor.</i>	78
<i>Tabla 4.17. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S16 (Los Narejos) del mar Menor.</i>	78
<i>Tabla 4.18. Volúmenes de sedimentos costeros analizados procedentes de la estación de muestreo S17 (Santiago de la Ribera) del mar Menor.</i>	78

<i>Tabla 4.19. Datos de sedimentos costeros en Cala Cortina por mes y estación de muestreo.</i>	80
<i>Tabla 4.20. Datos de sedimentos marinos en el puerto de Cartagena por mes y estación de muestreo.</i>	85
<i>Tabla 4.21. Longitud (L) y peso (P) de cada ejemplar, así como de estómago (E) e intestino (I) de todas las muestras de <u>Sparus aurata</u> analizadas.</i>	90
<i>Tabla 4.22. Valores medios de peso de dorada, talla, estómago e intestino y análisis estadístico.</i>	92
<i>Tabla 4.23. Librerías de referencia empleadas para la identificación de polímeros a partir de los espectros generados en FTIR.</i>	102
<i>Tabla 5.1. Distribución del número y concentración (media <math>\pm</math> error estándar) de micropartículas (ML) y microplásticos (MP) para cada estación de muestreo analizado en sedimento costero del mar Menor (ítems/kg s.s.).</i>	115
<i>Tabla 5.2. Porcentajes de formas de MP identificados en sedimentos costeros del Mediterráneo.</i>	120
<i>Tabla 5.3. Concentración (media <math>\pm</math> error estándar) de la forma fibra en cada una de las estaciones de muestreo de sedimento costero del mar Menor.</i>	122
<i>Tabla 5.4. Valor (media <math>\pm</math> error estándar) del área superficial específica (SSA), diámetro medio de partícula (APD) y Span correspondientes a sedimento costero de playas naturales y urbanas del mar Menor.</i>	130
<i>Tabla 5.5. Grupos de polímeros identificadas en cada estación de muestreo, incluyendo la concentración media más alta (item/kg s.s.) de cada uno de ellos en la estación donde apareció.</i>	135
<i>Tabla 5.6. Concentración (media <math>\pm</math> error estándar) y distribución porcentual de cada uno de los grupos de polímeros identificados en sedimentos costeros del mar Menor.</i>	138

<i>Tabla 5.7. Concentración (media <math>\pm</math> error estándar) de cada grupo de polímeros identificados por año de muestreo (ítems/kg s.s.) y su ANOVA.</i>	153
<i>Tabla 5.8. Concentración (media <math>\pm</math> error estándar) de cada grupo de polímero identificado por individuo, estómago e intestino de doradas del mar Menor (ítems/kg).</i>	167
<i>Tabla 5.9. Concentración (media <math>\pm</math> error estándar) de MP en sedimentos marinos del puerto de Cartagena según zona y mes de muestreo.</i>	171
<i>Tabla 5.10. Concentración (media <math>\pm</math> error estándar) de MP en sedimentos costeros de Cala Cortina según zona y mes de muestreo.</i>	177
<i>Tabla 5.11. Valores medios (<math>\pm</math> error estándar) de tamaños (mm) para MP aislados en sedimentos costeros de mar Menor y Cala Cortina, y su ANOVA.</i>	181
<i>Tabla 5.12. Índices de carbonilo, vinilo y cristalinidad para los polímeros en muestras de sedimentos marinos y costeros.</i>	185
<i>Tabla 5.13. Valores medios (<math>\pm</math> error estándar) de los índices de carbonilo y vinilo para sedimentos marinos y costeros por colores.</i>	189
<i>Tabla 5.14. Principales parámetros estadísticos que definen los análisis de regresión para el cálculo de la cristalinidad en sedimentos marinos y costeros.</i>	193

ANEXO III.  
LISTADO DE ACRÓNIMOS

---

## **ANEXO III LISTADO DE ACRÓNIMOS**

ABS	Acrilonitrilo butadieno estireno
ACRIL	Acrilato
ANOVA	Análisis de la varianza
ATR	Reflectancia total atenuada
BD	Microesférula
BIOPOL	Biopolímero
BR	Caucho polibutadieno
CCCMM	Comarca del Campo de Cartagena y Mar Menor
CEE	Comunidad Económica Europea
CITN	Centros de Interés Turístico Nacional
COP	Compuestos orgánicos persistentes
COPOL-ABS	Copolímero de Acrilonitrilo butadieno estireno
COT	Contaminación de Origen Terrestre
CPE	Polietileno clorado
CREM	Centro Regional de Estadística de Murcia
DANA	Depresión Aislada en Niveles Altos
dm	Diámetro medio de partícula
DTGS	Detector de sulfato de triglicina deuterado
DTP	Distribución de tamaño de partícula

ECHA	Agencia Europea de Sustancias Químicas
EDAR	Estación Depuradora de Aguas Residuales
ENP	Espacio Natural Protegido
EPS	Poliestireno expandido
ESAMUR	Entidad de Saneamiento de Aguas de Murcia
EVOH	Poli (etileno alcohol vinílico)
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FB	Fibra
FI	Film
FR	Fragmento
FTIR	Espectrometría de infrarrojo con transformada de Fourier
GESAMP	Grupo de expertos sobre los aspectos científicos de la protección ambiental marina
GPPS	Poliestireno de uso general
HAP	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
HDPE	Polietileno de alta densidad
HTPU	Poliuretano termoplástico
IR	Caucho sintético de polisopreno
LDPE	Polietileno de baja densidad
LIC	Lugar de Interés Comunitario
MARPOL	Marine Pollution (expresión en inglés)

MEDPOL	Programa sobre la Evaluación y el Control de la Contaminación de la Región Mediterránea
MITECO	Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico
ML	Microbasura
MLG	Modelo Lineal General
MP	Microplásticos
MPP	Microplásticos particulados
MUF	Melamina
NYL	Nylon
OMI	Organización Marítima Internacional
OMS	Organización Mundial de la Salud
OSPAR	Convenio sobre la protección del medio marino del Atlántico Nordeste
PA	Poliamida
PAM	Plan de Acción para la protección y el desarrollo de la cuenca del Mediterráneo
PAN	Poliacrilonitrilo
PBDE	Éteres difenlicos polibromados
PC	Policarbonato
PCB	Bifenilo policlorado
PDMS	Polidimetilsiloxano
PE	Polietileno

PEP	Polietilenopropileno
PEST	Poliéster
PET	Tereftalato de polietileno
PEVA	Acetato de vinilo de polietileno
PIB	Producto Interior Bruto
PMP	Polimetilpenteno
PNUMA	Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente
POLIAC	Poliacrilato
POLISIL	Polisilicato
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PTFE	Politetrafluoroetileno (Teflón)
PUR	Poliuretano
PV	Polivinilo
PVA	Acetato de polivinilo
PVALC	Alcohol de polivinilo
PVC	Cloruro de polivinilo
PVD	Polivinilideno
PVFM	Polivinilo-Formal
Pyr-GC-MS	Pirólisis-cromatografía de gases-espectrometría de masas
RAMSAR	Convención de Humedales de Importancia Internacional.

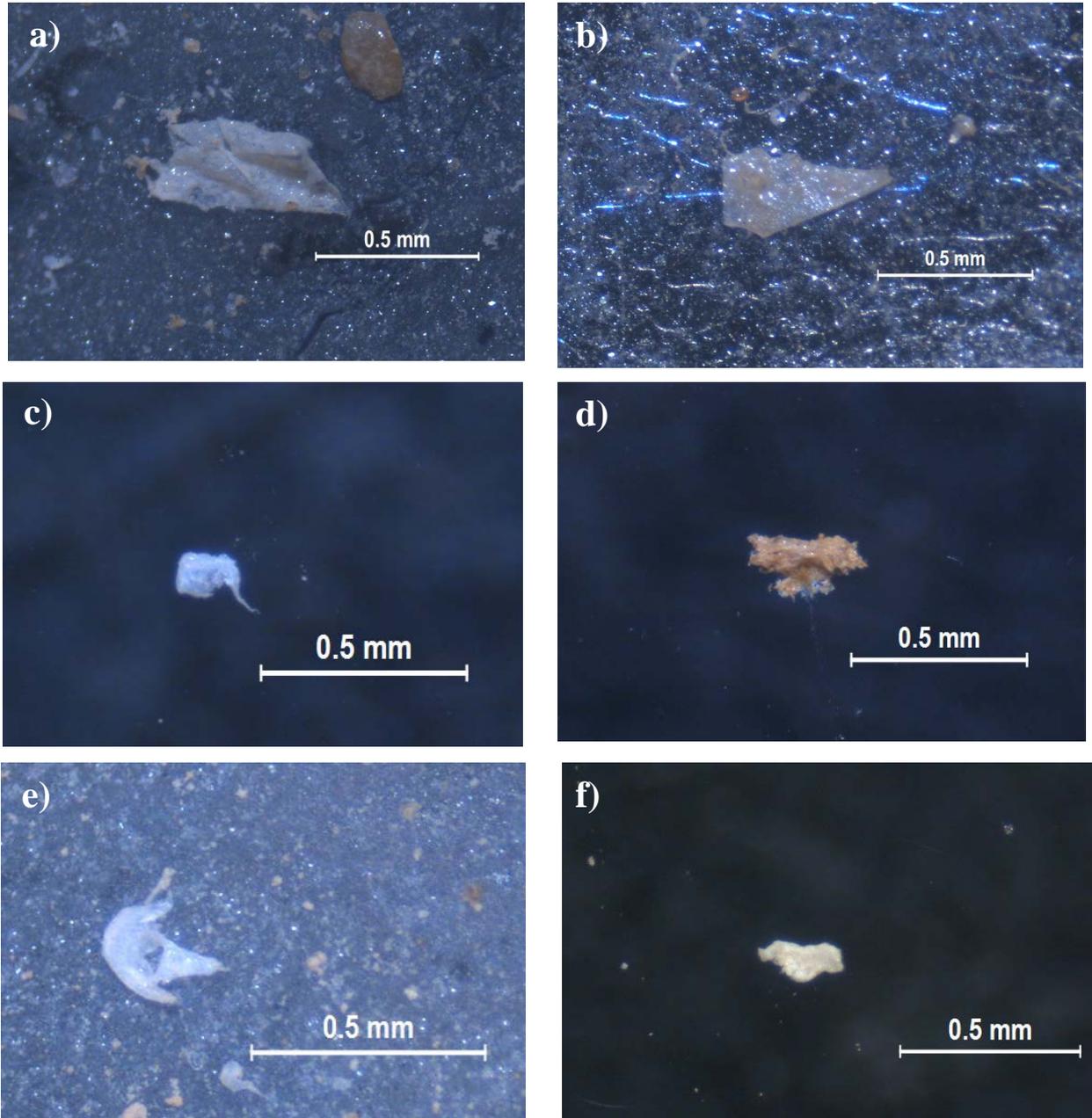
s.s.	Sedimento seco
SAIT	Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica
SBR	Copolímero de estireno y butadieno
SCS	Sistema estandarizado de clasificación por tamaño y color
SE	Superficie Específica
SEM	Microscopio electrónico de barrido
SIOSE	Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España
SIT	Servicio de instrumentación tecnológica
SPSS	Statistic Package for Social Sciences
TESEO	Base de datos de tesis doctorales
UPCT	Universidad Politécnica de Cartagena
UTM	Universal Transverse Mercator (sistema de coordenadas)
ZEC	Zonas de Especial Conservación
ZEPA	Zona de Especial Protección para Aves
ZEPIM	Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo
ZyCITN	Zonas y Centros de Interés Turístico Nacional



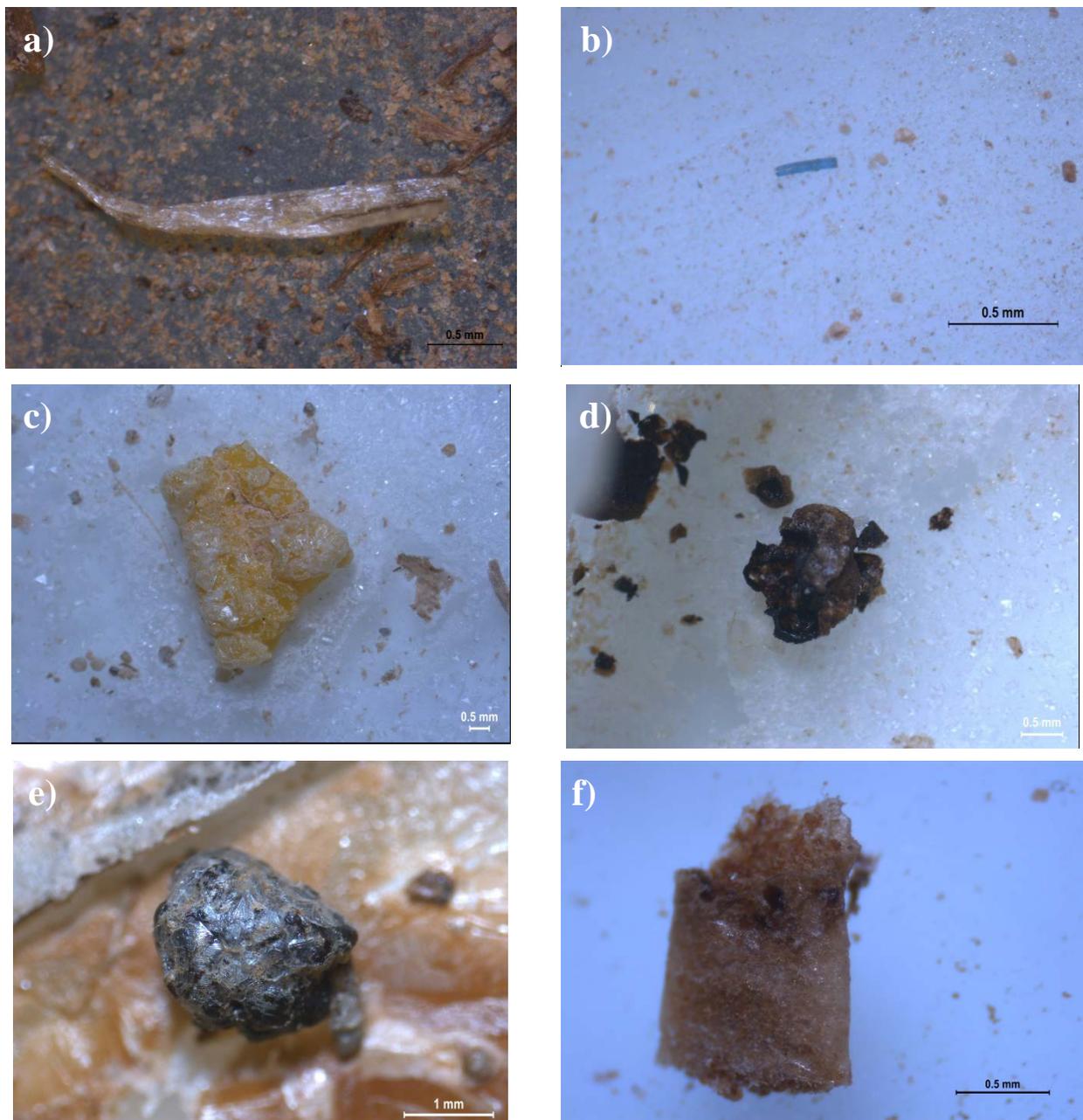
ANEXO IV.A.  
IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN  
SEDIMENTOS COSTEROS DEL MAR  
MENOR

---

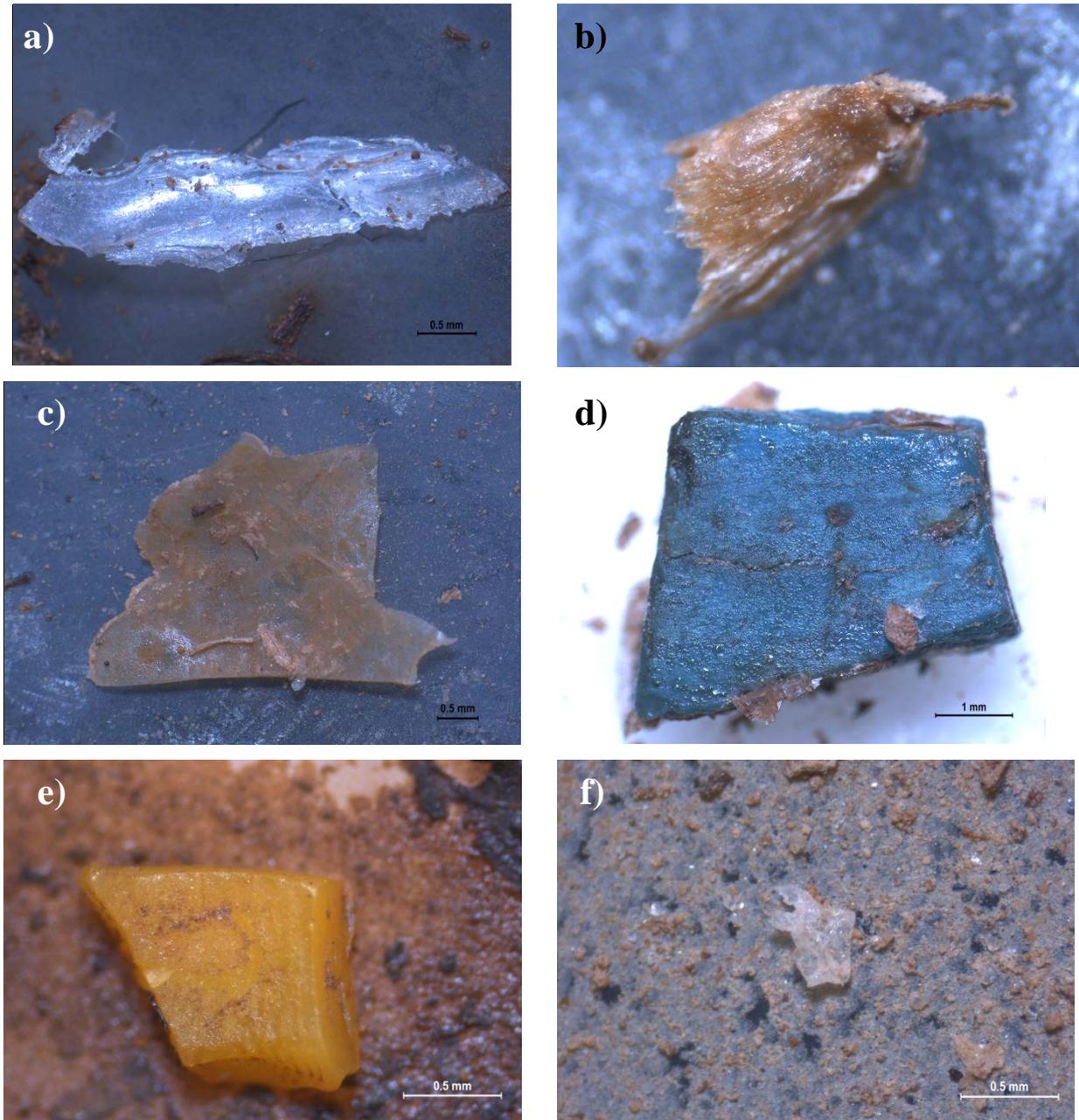
## **ANEXO IV.A IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS COSTEROS DEL MAR MENOR**



*Imagen 1. a) ACRIL Playa Paraiso, octubre 2019; b) ACRIL Salinas de Marchamalo Supramareal, octubre 2019; c) ACRIL Islas Menores, octubre 2019; d) ACRIL Saladar Lo Poyo Supramareal, octubre 2019; e) ACRIL La Perla, octubre 2019; f) ACRIL La Manga, octubre 2019.*



*Imagen 2. a) BIOPOL Carmolí Supramareal sur, octubre 2018; b) CAUCHO Islas Menores, octubre 2018; c) HDPE La Manga, marzo 2017; d) HDPE Los Urrutias, marzo 2017 e) HDPE Playa Honda, marzo 2017; f) HDPE Playa Paraiso, marzo 2017.*



*Imagen 3. a) HDPE Saladar Lo Poyo supramareal, marzo 2017; b) HDPE Marina del Carmolí Intermareal norte, marzo 2017; c) HDPE Marina del Carmolí Supramareal norte, marzo 2017; d) HDPE Salinas de Marchamalo Supramareal, marzo 2017; e) HDPE Saladar de Lo Poyo Supramareal, marzo 2018; f) HDPE Marina del Carmolí Supramareal sur, marzo 2018.*

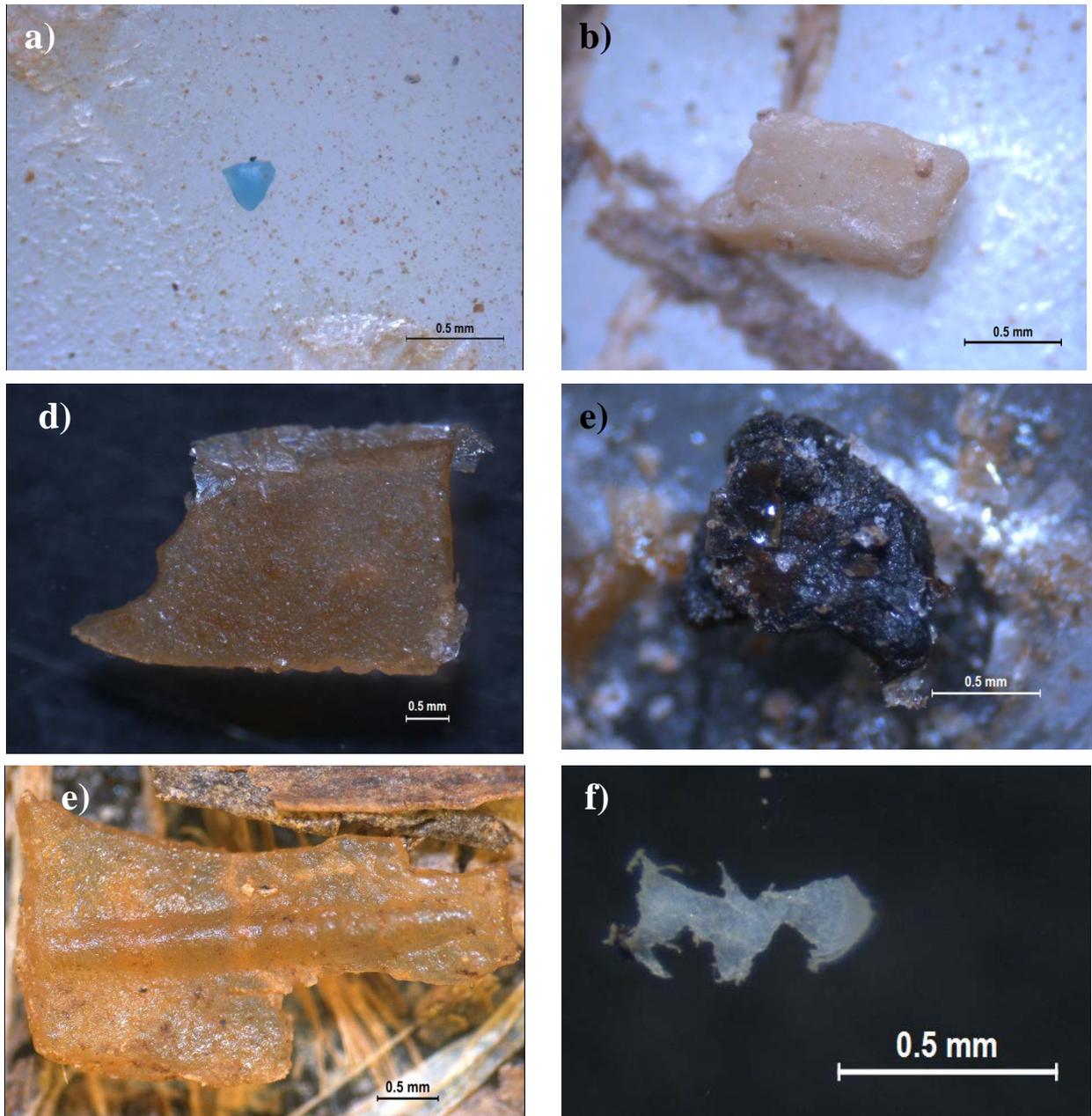
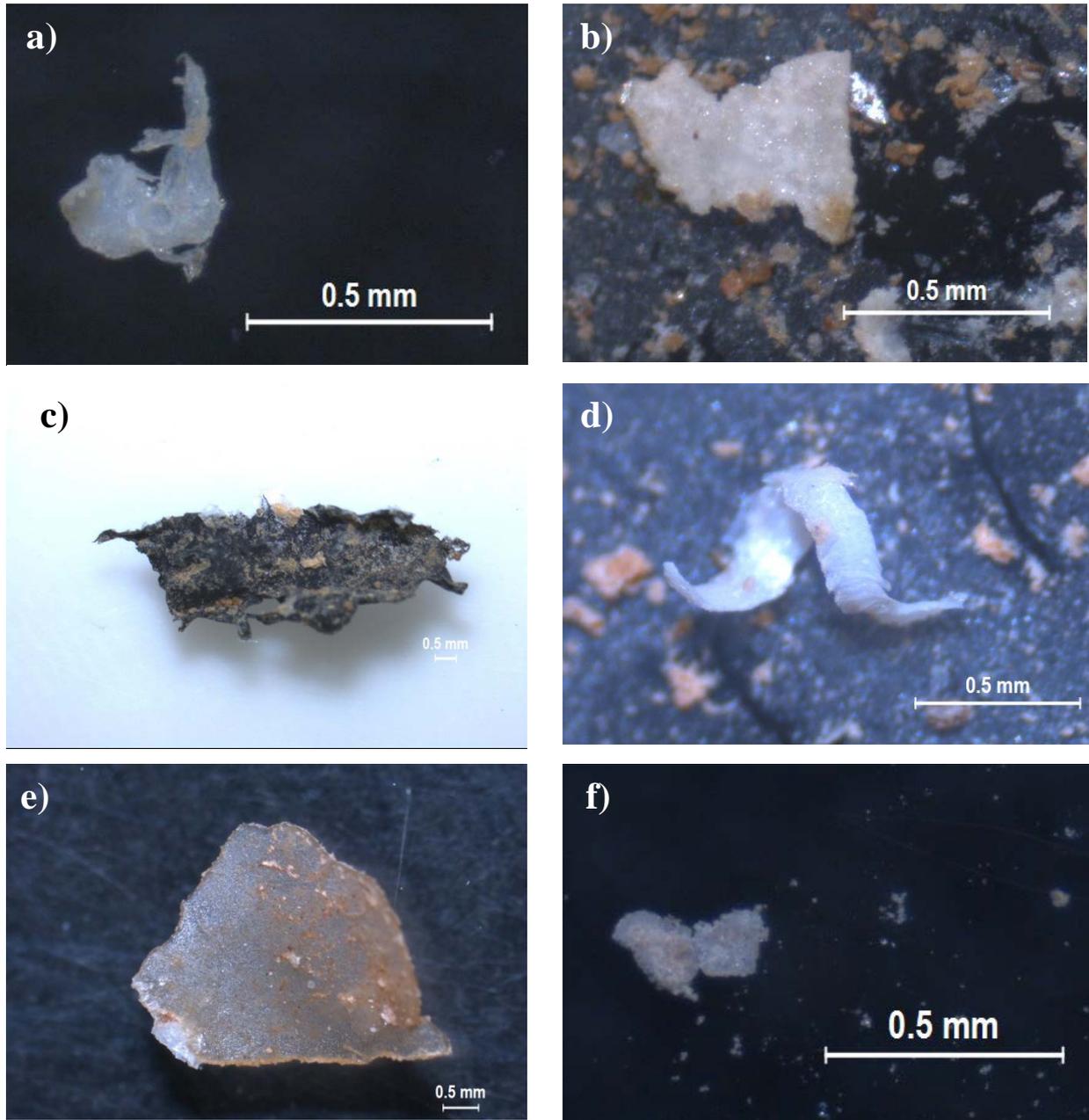


Imagen 4. a) HDPE Islas Menores, marzo 2018; b) HDPE Playa Paraiso, marzo 2018; c) HDPE Mar de Cristal, marzo 2019; d) HDPE La Manga, marzo 2019; e) HDPE Playa Paraiso, marzo 2019; f) HDPE Playa Honda, octubre 2019.



*Imagen 5. a) HDPE Salinas Marchamalo Supramareal, octubre 2019; b) HDPE Mar de Cristal, octubre 2019; c) Saladar de Lo Poyo Intermareal, octubre 2019; d) Playa La Perla, octubre 2019; e) Playa Los Urrutias, octubre 2019; f) Marina del Carmolí Supramareal norte, octubre 2019.*

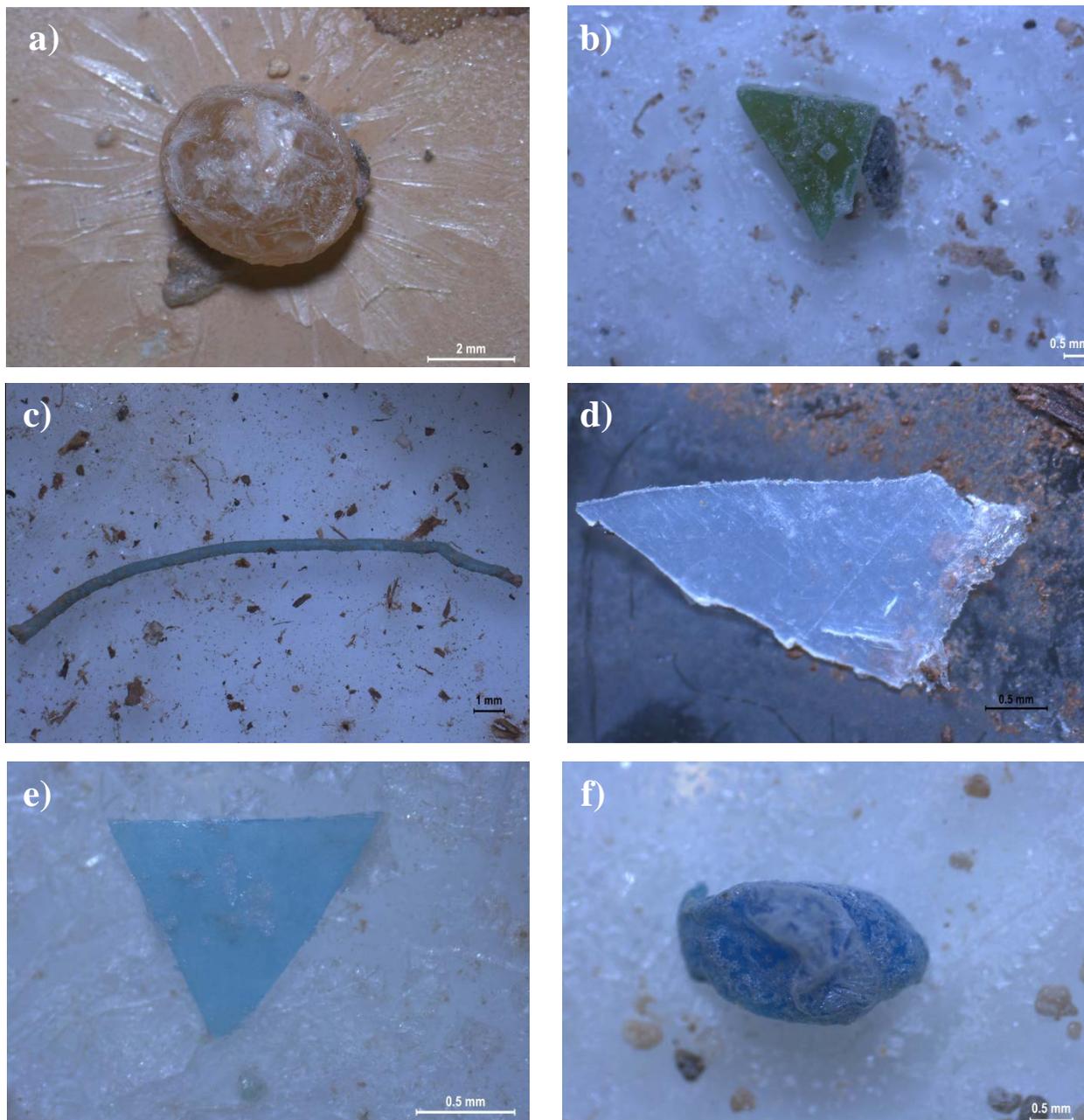
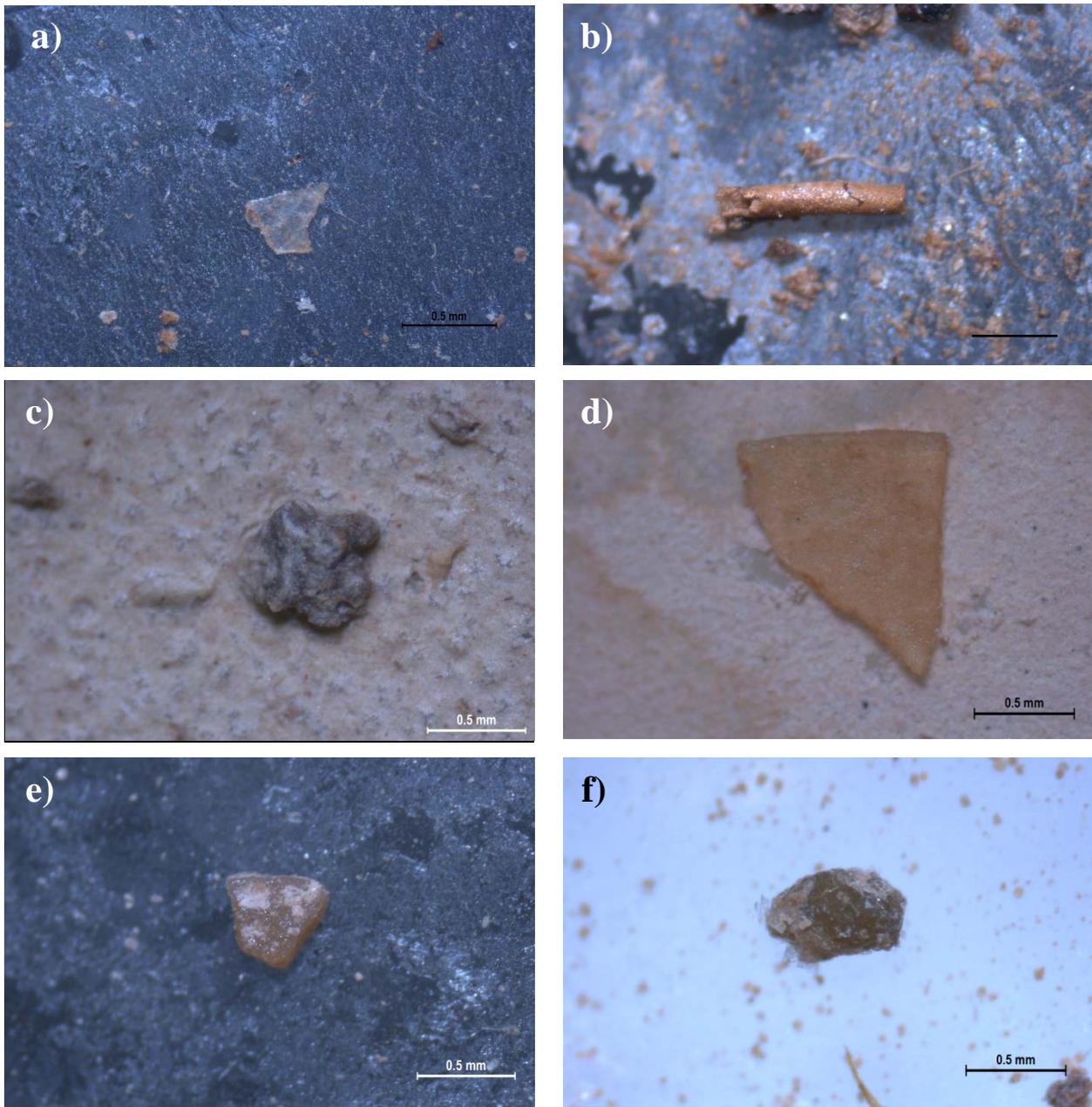
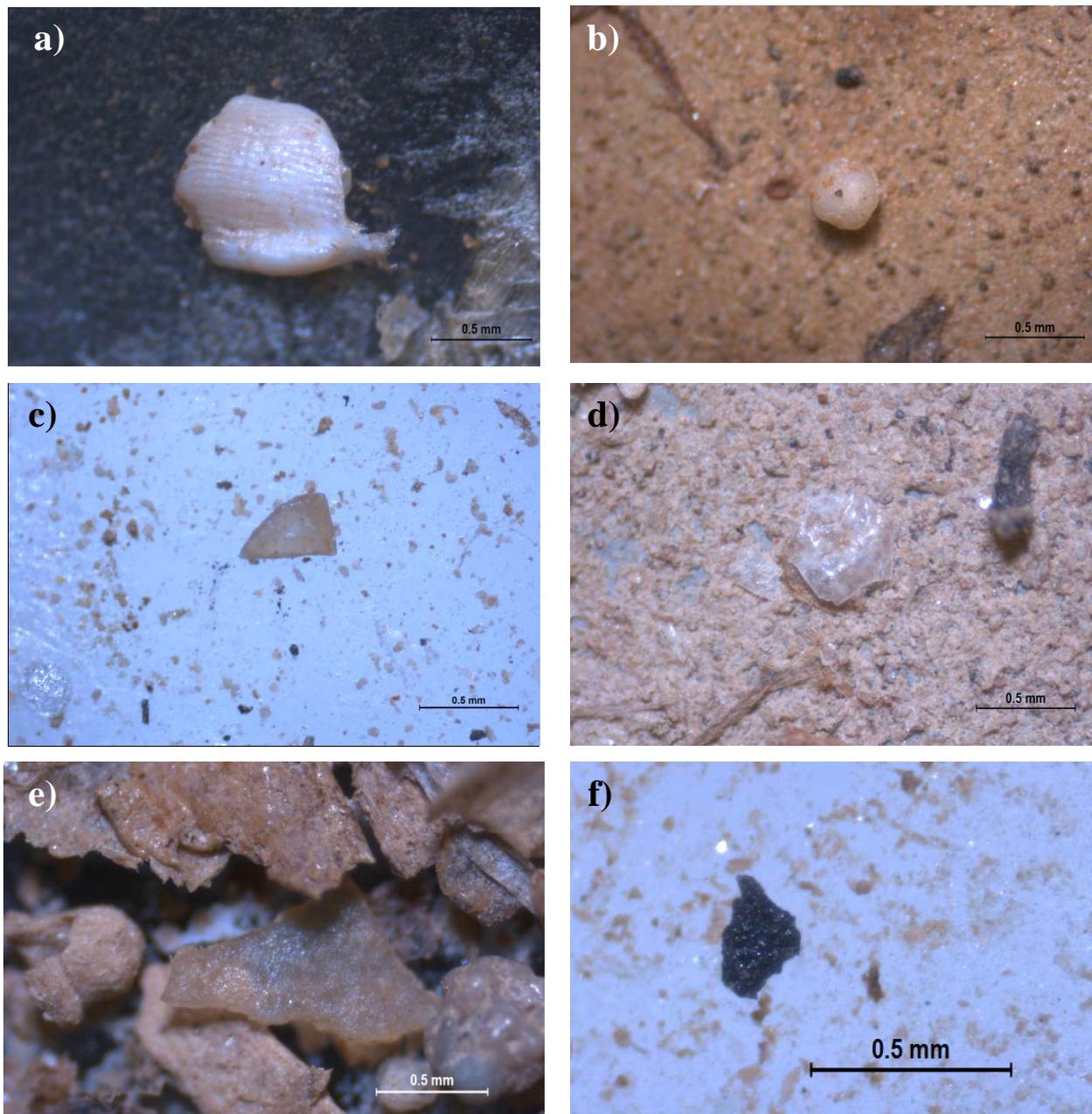


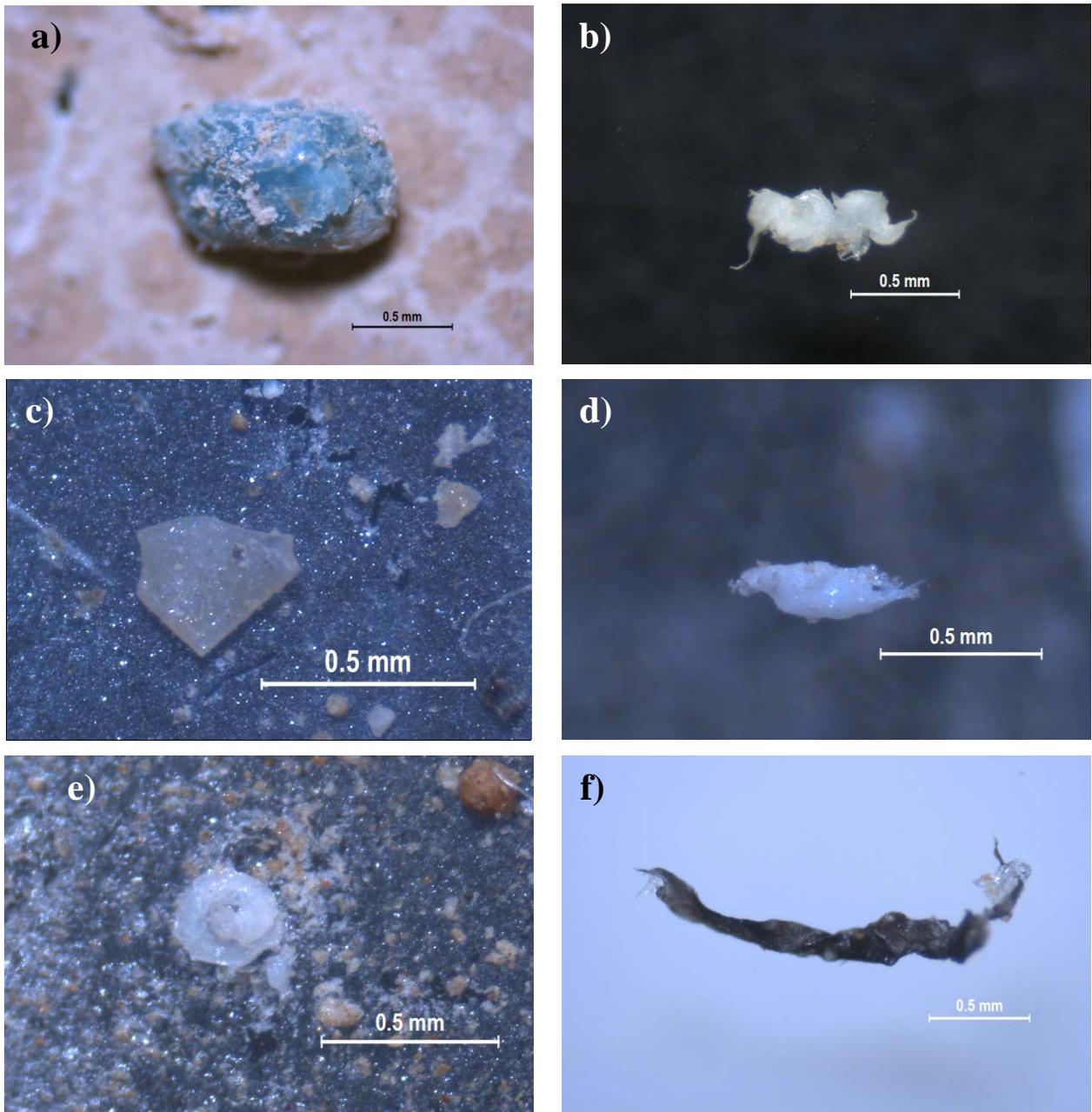
Imagen 6. a) LDPE Playa Honda, marzo 2017; b) LDPE Playa Paraiso, marzo 2017; c) LDPE Salinas de Marchamalo Intermareal, marzo 2017; d) LDPE Saladar de Lo Poyo Intermareal marzo 2017; e) LDPE Los Urrutias, marzo 2017; f) LDPE La Manga, marzo 2017.



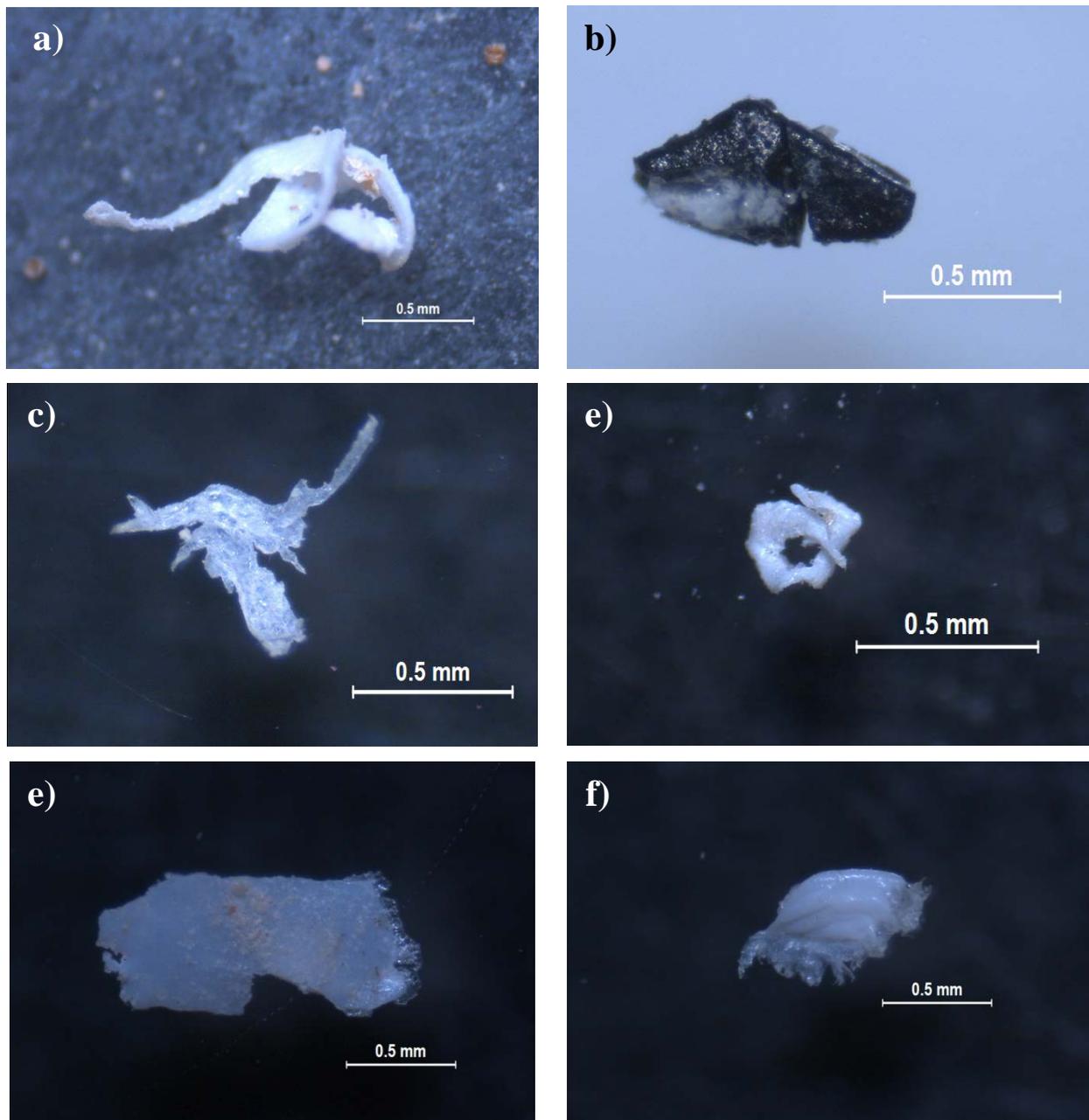
*Imagen 7. a) LDPE Marina del Carmolí Supramareal norte, marzo 2017 b) Marina del Carmolí Intermareal norte, marzo 2017; c) LDPE Los Narejos, marzo 2017; d) LDPE Playa Honda, marzo 2018; e) LDPE Playa Paraiso, marzo 2018; f) LDPE Mar de Cristal, marzo 2018.*



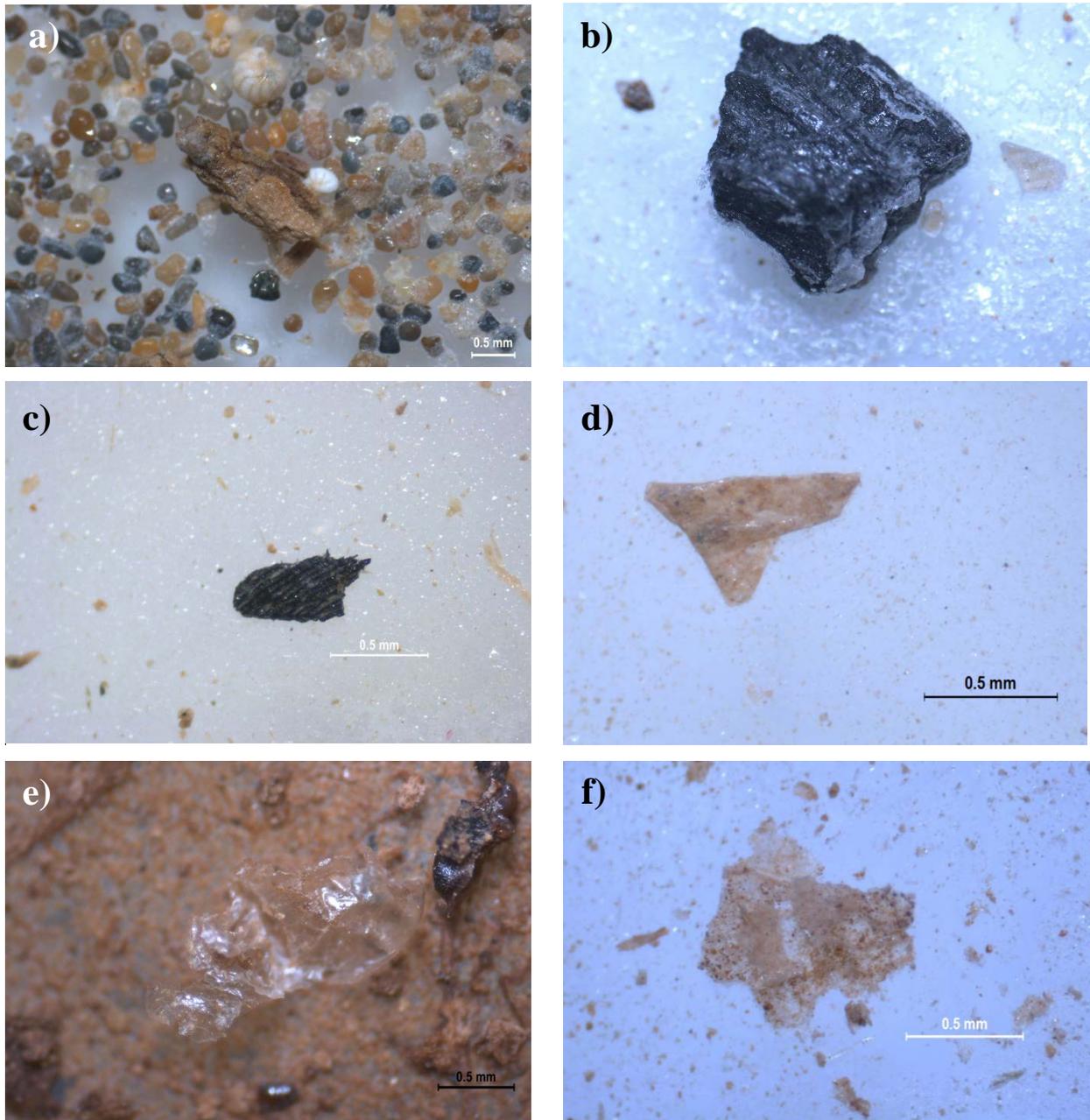
*Imagen 8. a) LDPE Islas Menores, marzo 2018 b) LDPE Saladar de Lo Poyo Supramareal, marzo 2018; c) LDPE Playa de La Perla, marzo 2018; d) LDPE Marina del Carmolí Supramareal sur, marzo 2018; e) LDPE Playa Paraiso, marzo 2019; f) LDPE Mar de Cristal, marzo 2019.*



*Imagen 9. a) LDPE La Manga, marzo 2019 b) LDPE Playa Honda, octubre 2019; c) LDPE Playa Paraiso, octubre 2019; d) LDPE Salinas de Marchamalo Supramareal, octubre 2019; e) LDPE Mar de Cristal, octubre 2019; f) LDPE Saladar de Lo Poyo Supramareal, octubre 2018.*



*Imagen 10. a) LDPE Playa La Perla, octubre 2019; b) LDPE Los Urrutias, octubre 2019; c) LDPE La Manga, octubre 2019; d) LDPE Marina del Carmolí Supramareal norte, octubre 2019; e) LDPE Marina del Carmolí Intermareal norte, octubre 2019; f) LDPE Santiago de la Ribera, octubre 2018.*



*Imagen 11. a) MUF Playa Paraiso, marzo 2017; b) MUF Islas Menores, marzo 2017; c) MUF Playa Paraiso, octubre 2019; d) NYL Islas Menores, marzo 2018; e) NYL Marina del Carmolí Supramareal sur, marzo 2018; f) NYL Los Nietos, octubre 2019.*

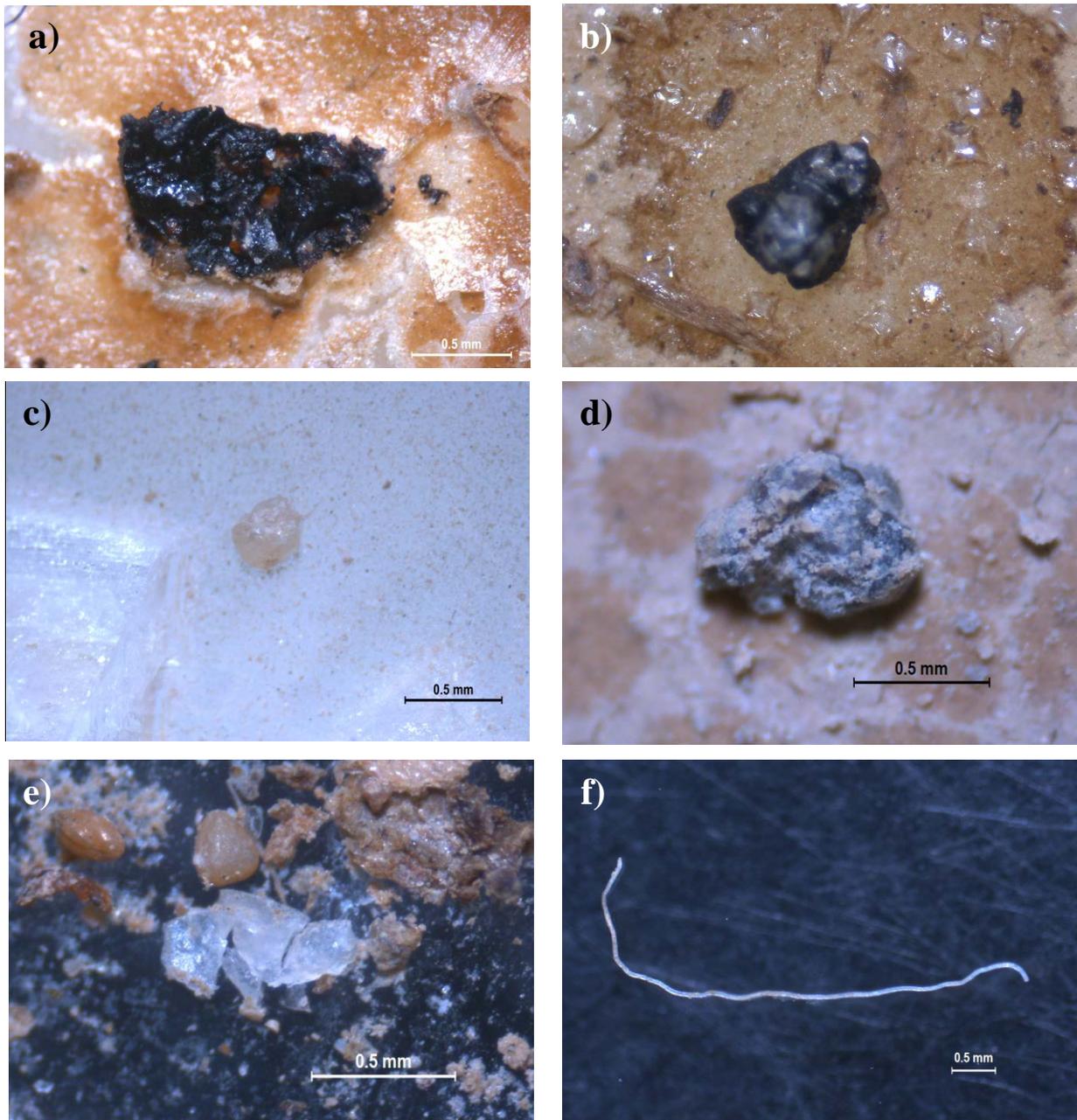
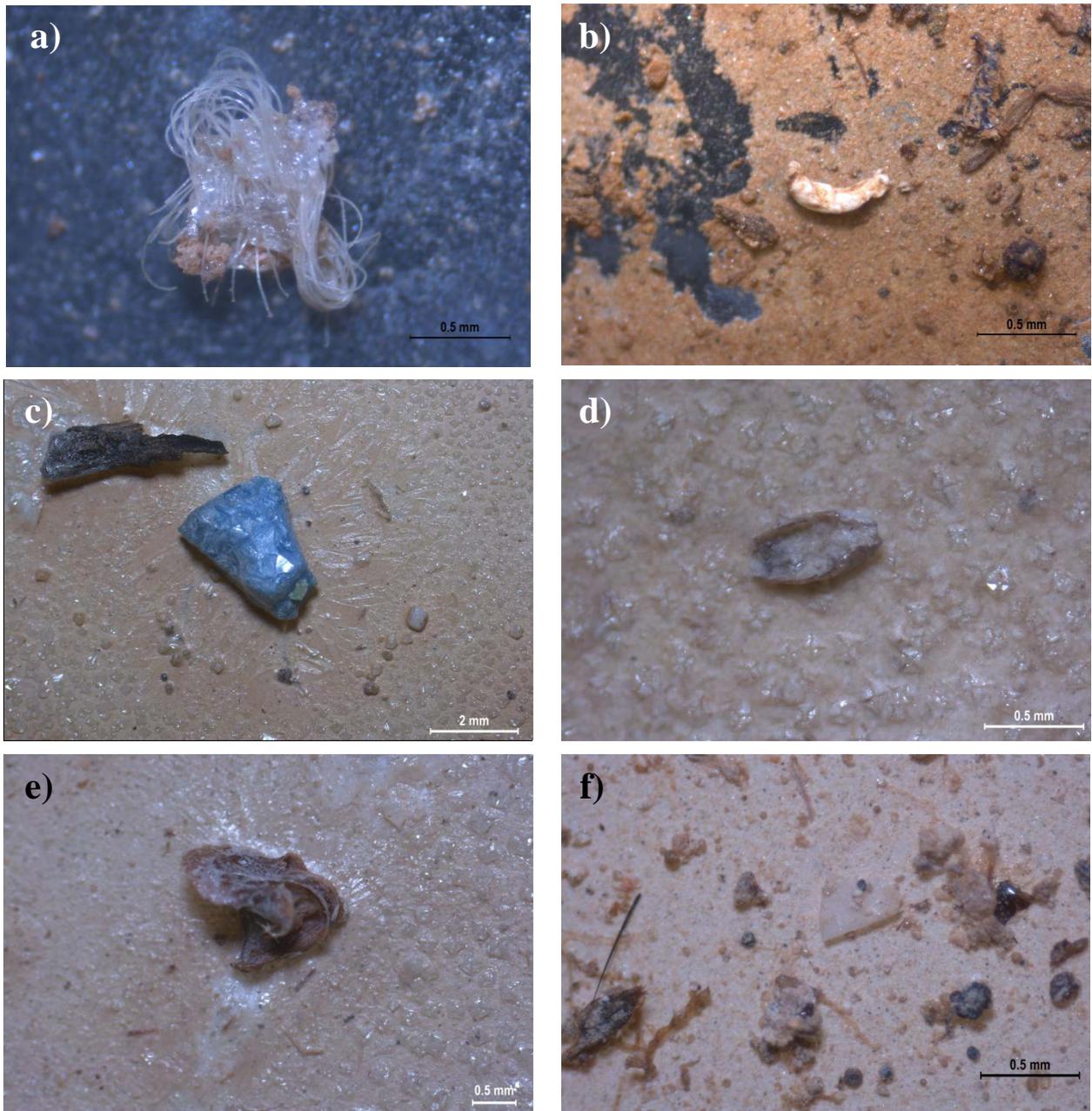


Imagen 12. a) PEP Playa Honda, marzo 2017; b) PEP Santiago de la Ribera, marzo 2017; c) PEP Playa Paraiso, marzo 2018; d) PEP La Manga, marzo 2019; e) PEP Playa Paraiso, marzo 2019; f) PET Los Nietos, marzo 2019.



*Imagen 13. a) PMP Islas Menores, marzo 2018; b) PC Saladar de Lo Poyo Supramareal, marzo 2018; c) PEST Playa Honda, marzo 2017; d) PEST Los Narejos, marzo 2017; e) PEST Santiago de la Ribera, marzo 2017; f) PEST Salinas de Marchamalo Supramareal, marzo 2018.*

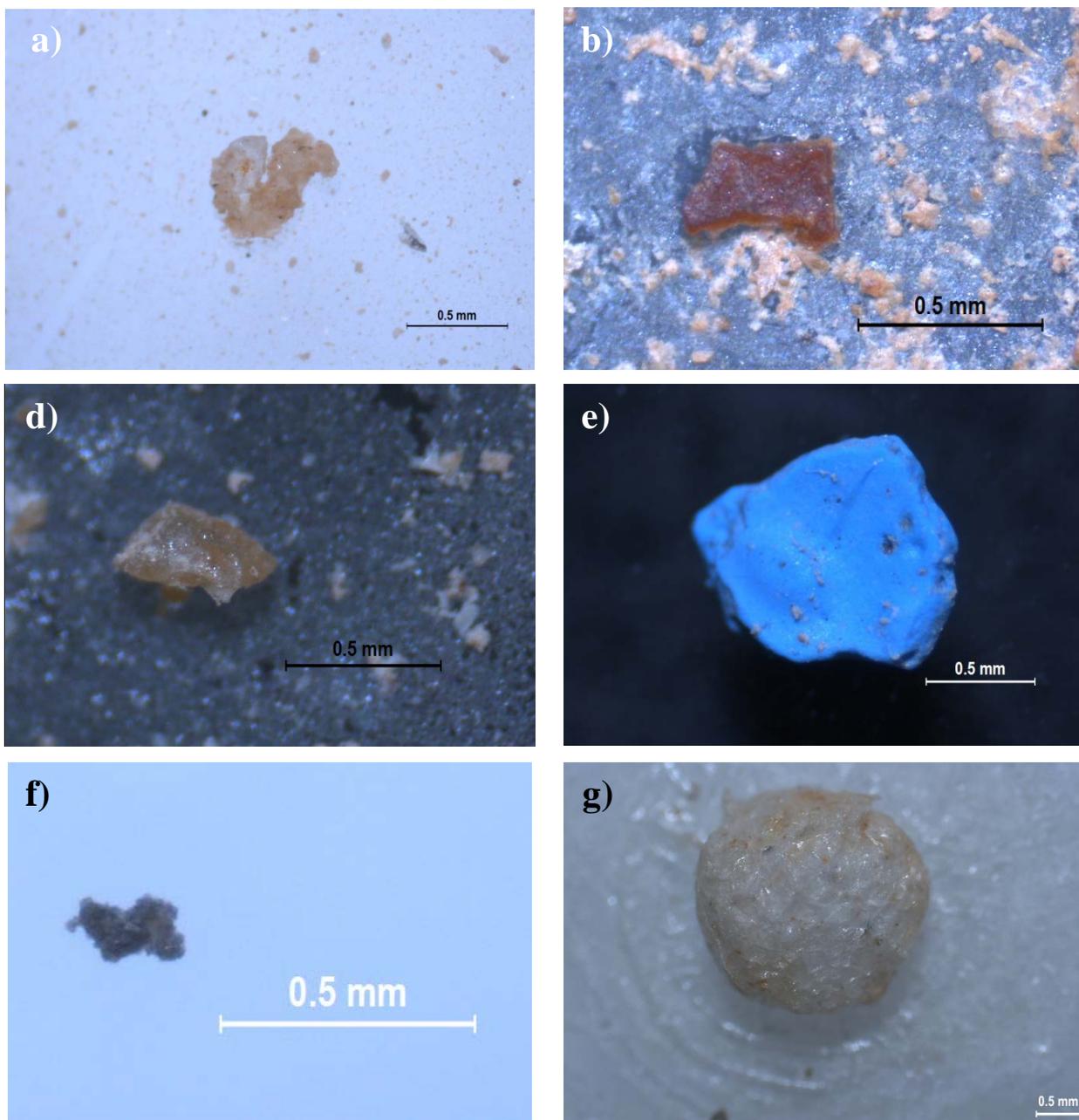
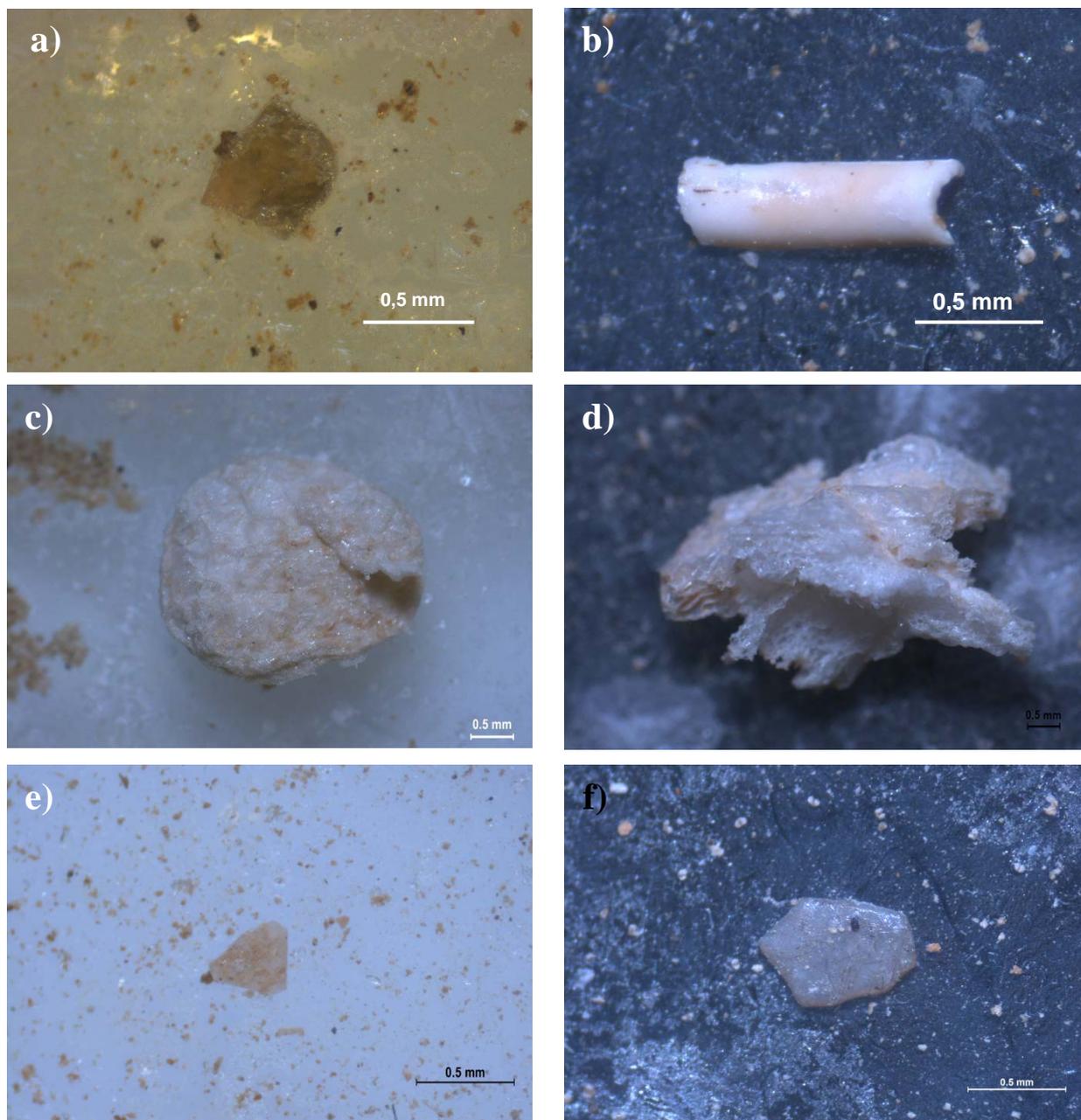
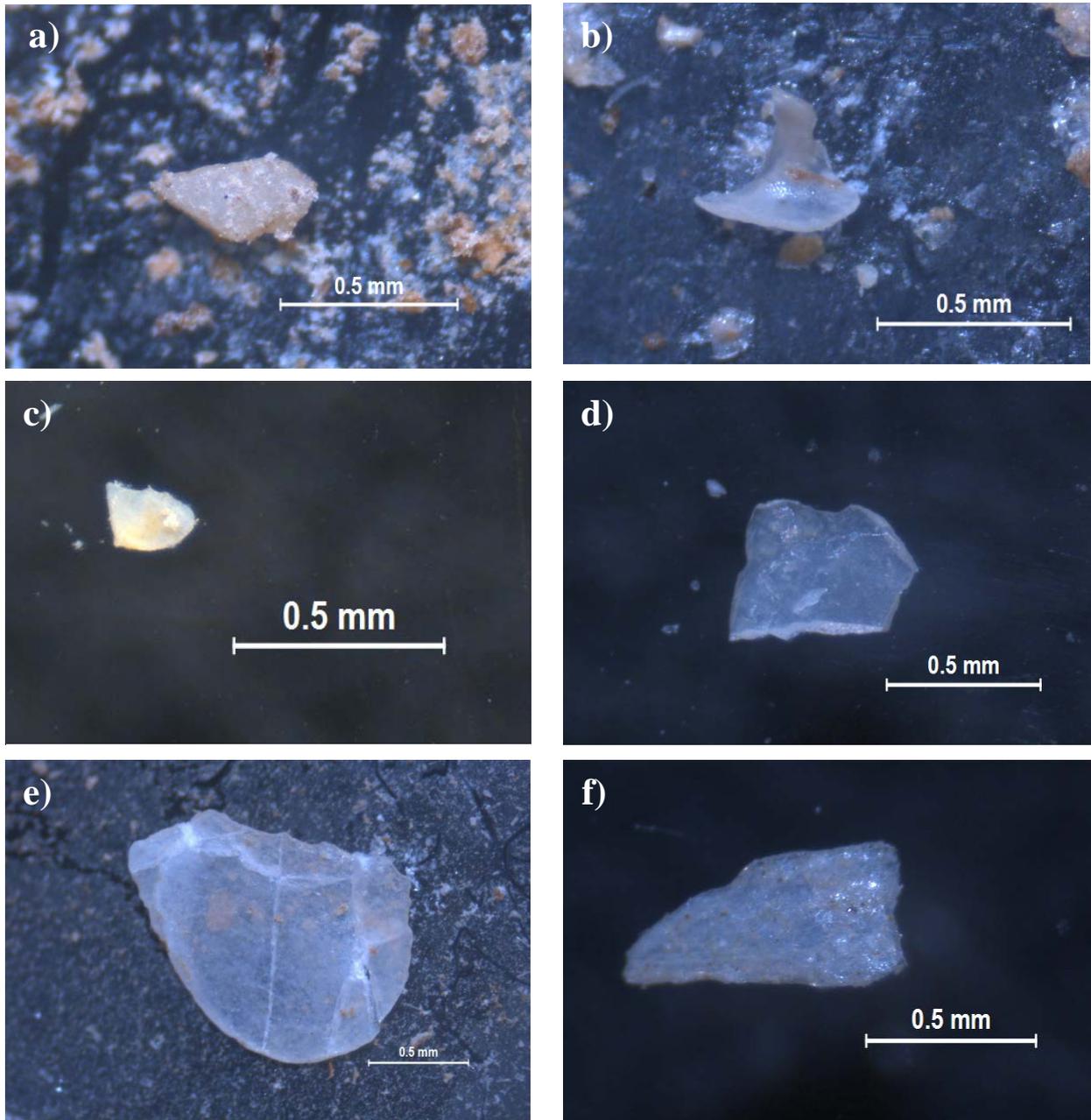


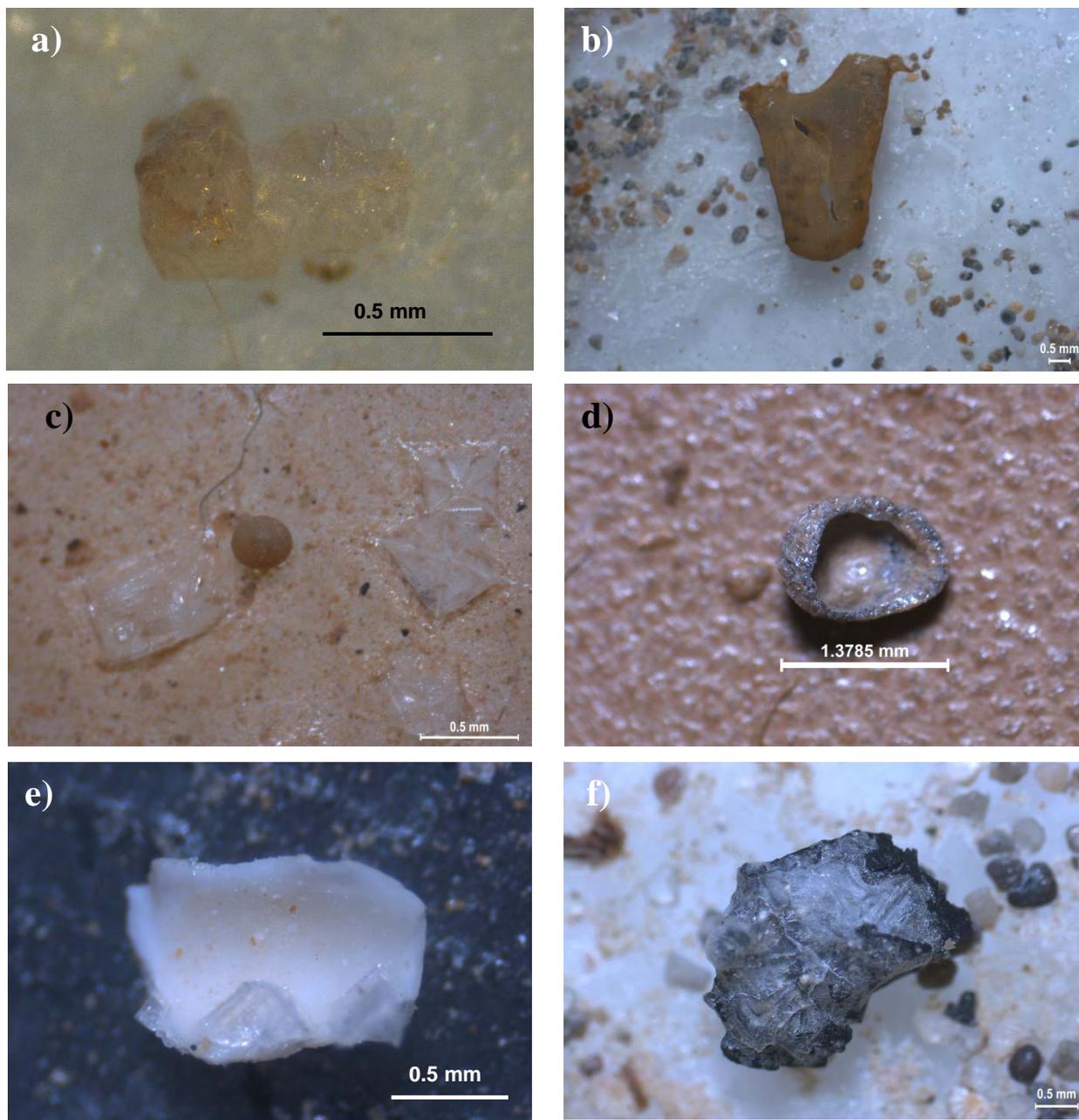
Imagen 14. a) PEST Islas Menores, marzo 2018; b) PEST Playa Paraiso, marzo 2019; c) PEST La Manga, marzo 2019; d) PEST Los Narejos, octubre 2019; e) PEST Santiago de la Ribera, octubre 2019; f) PS Playa Paraiso, marzo 2017.



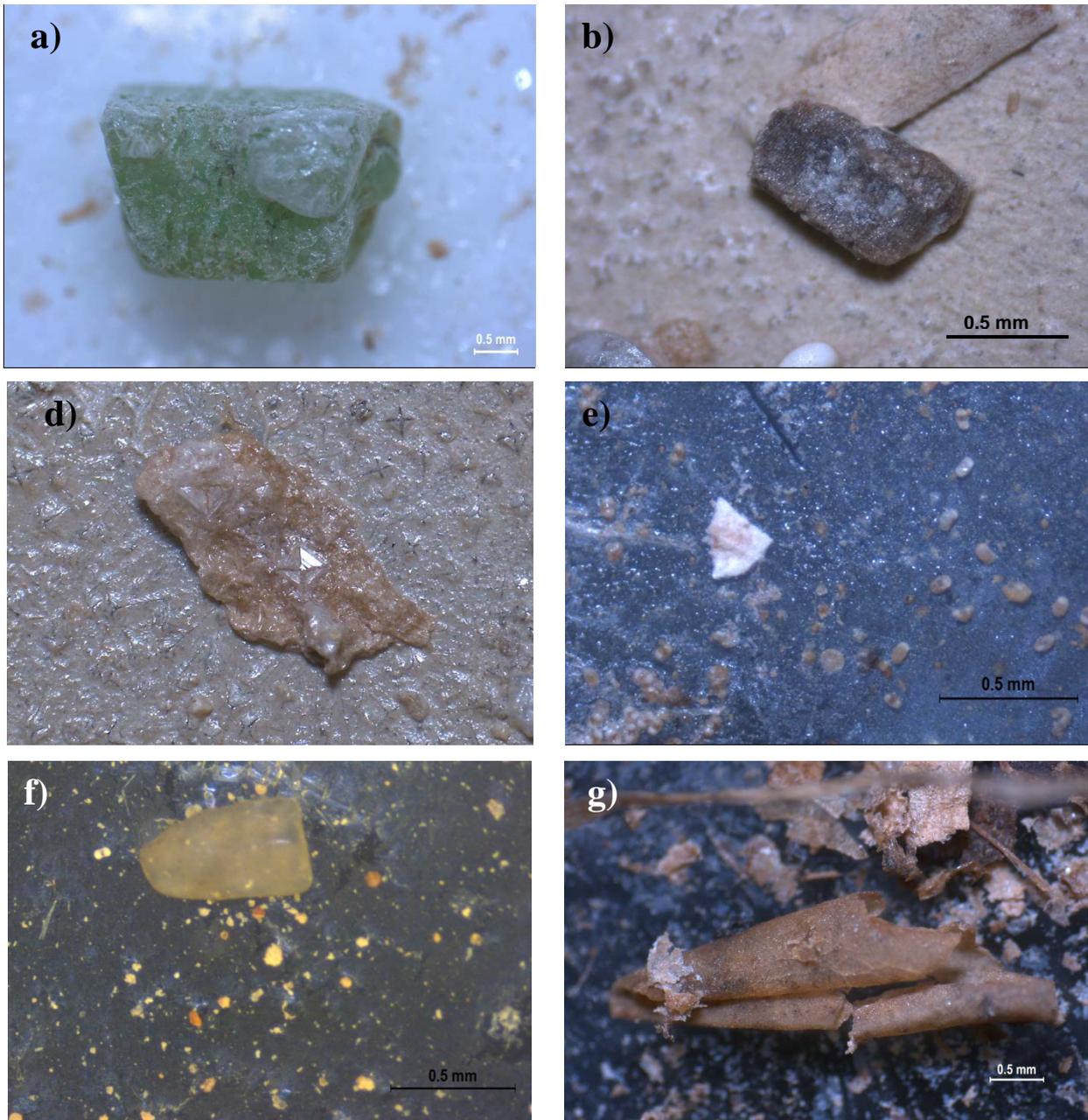
*Imagen 15. a) PS Islas Menores, marzo 2017; b) PS Saladar de Lo Poyo Intermareal, marzo 2017; c) PS Los Urritias, marzo 2017; d) PS Marina del Carmolí Supramareal norte, marzo 2017; e) PS Saladar de Lo Poyo Supramareal, marzo 2018; e) PS Playa La Perla.*



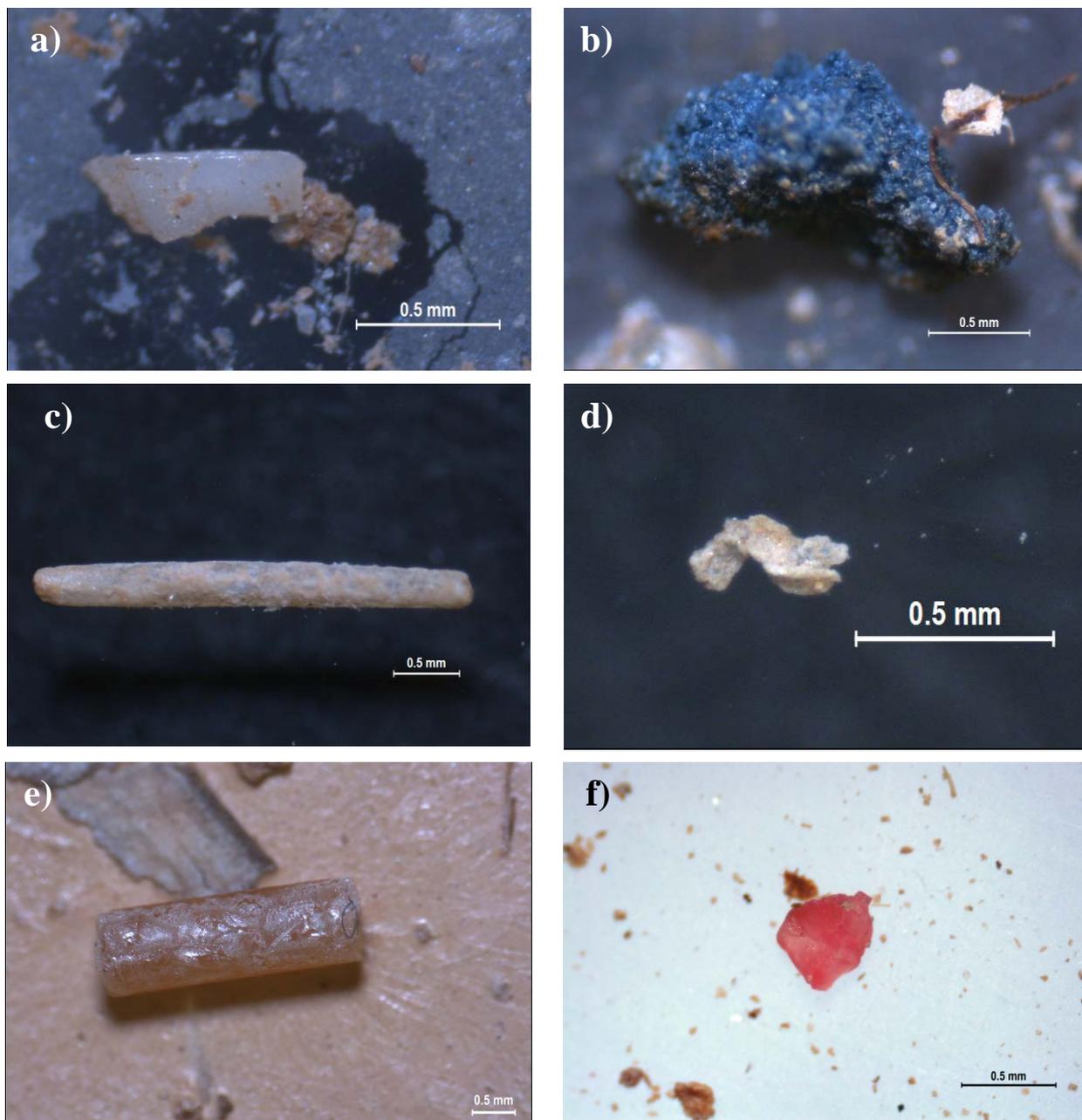
*Imagen 16. a) PS Playa Paraíso, marzo 2019; b) PS Los Urrutias, marzo 2019; c) PS Playa Honda, octubre 2019; d) PS Islas Menores, octubre 2019; e) PS Los Nietos, octubre 2019; a) PS Saladar de Lo Poyo Intermareal, octubre 2019.*



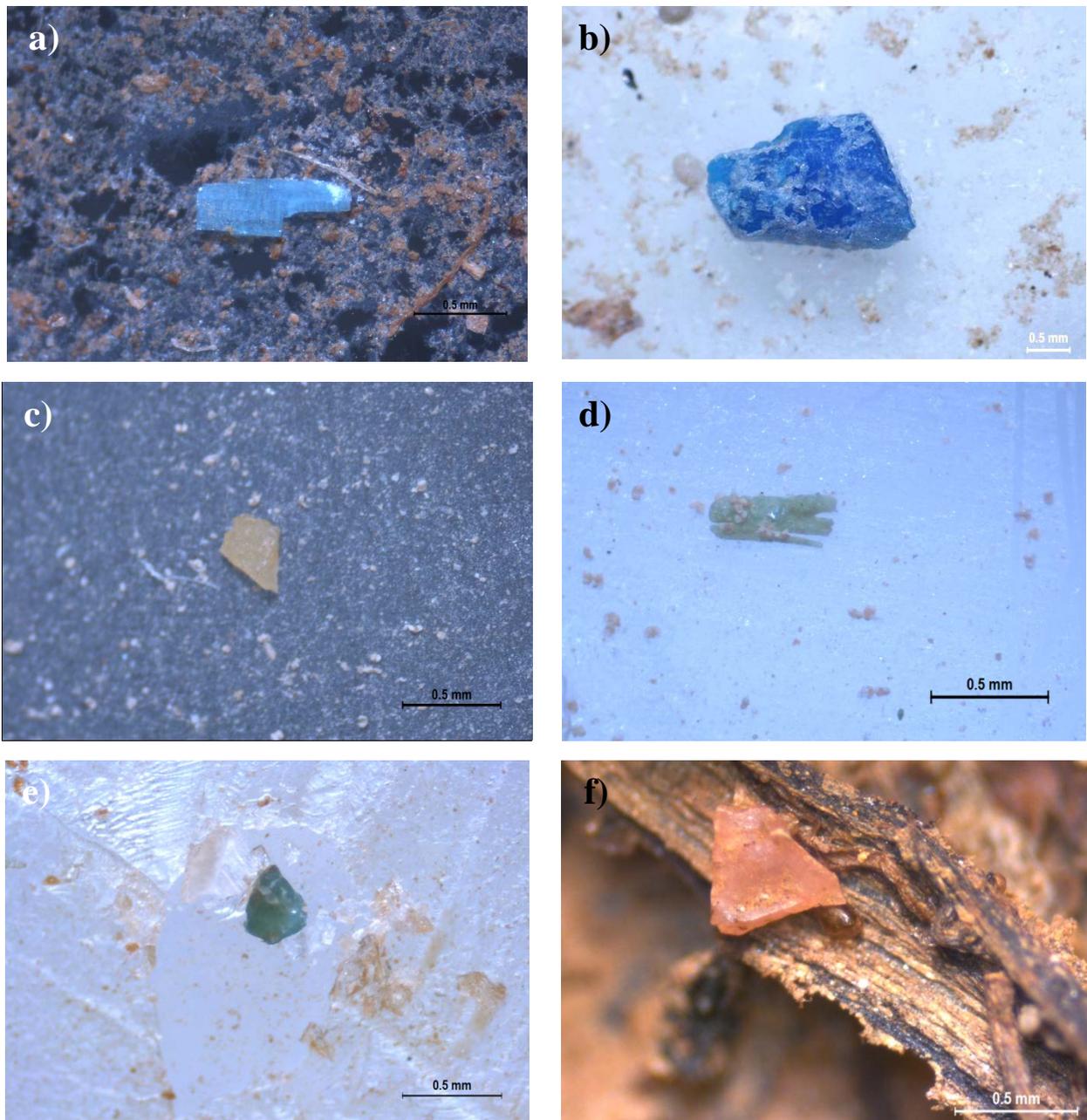
*Imagen 17. a) POLISIL Islas Menores, marzo 2017; b) PV Playa Paraíso, marzo 2017; c) PV Mar de Cristal, marzo 2017; d) PV Los Nietos, marzo 2017; e) PV Saladar Lo Poyo Intermareal, marzo 2017; f) PV Los Urrutias, marzo 2017.*



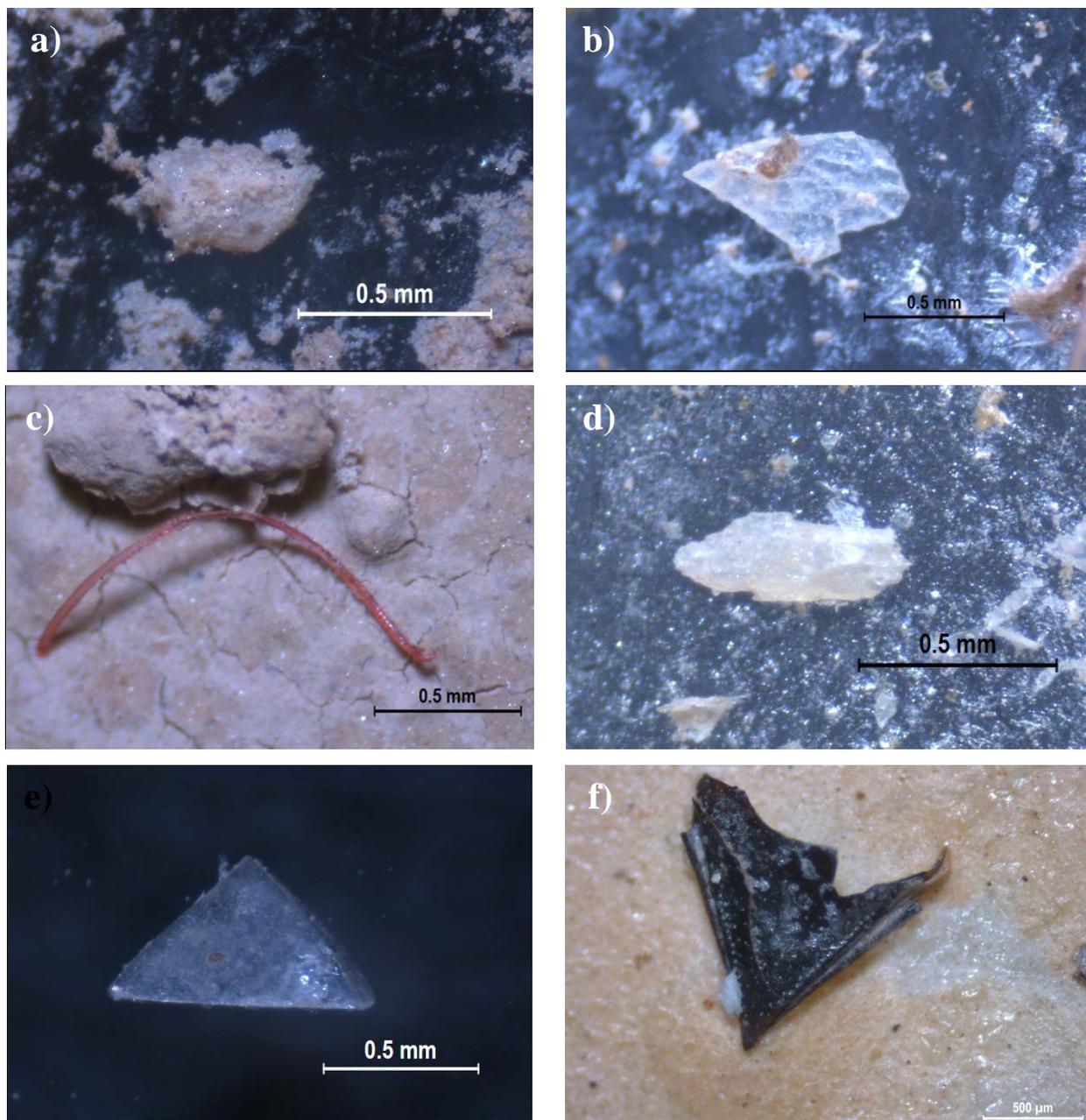
*Imagen 18. a) PV La Manga, marzo 2017; b) PV Los Narejos, marzo 2017; c) PV Santiago de la Ribera, marzo 2017; d) PV Islas Menores, marzo 2018; e) PV Playa de La Perla, marzo 2018; f) PV Playa Paraiso, marzo 2019.*



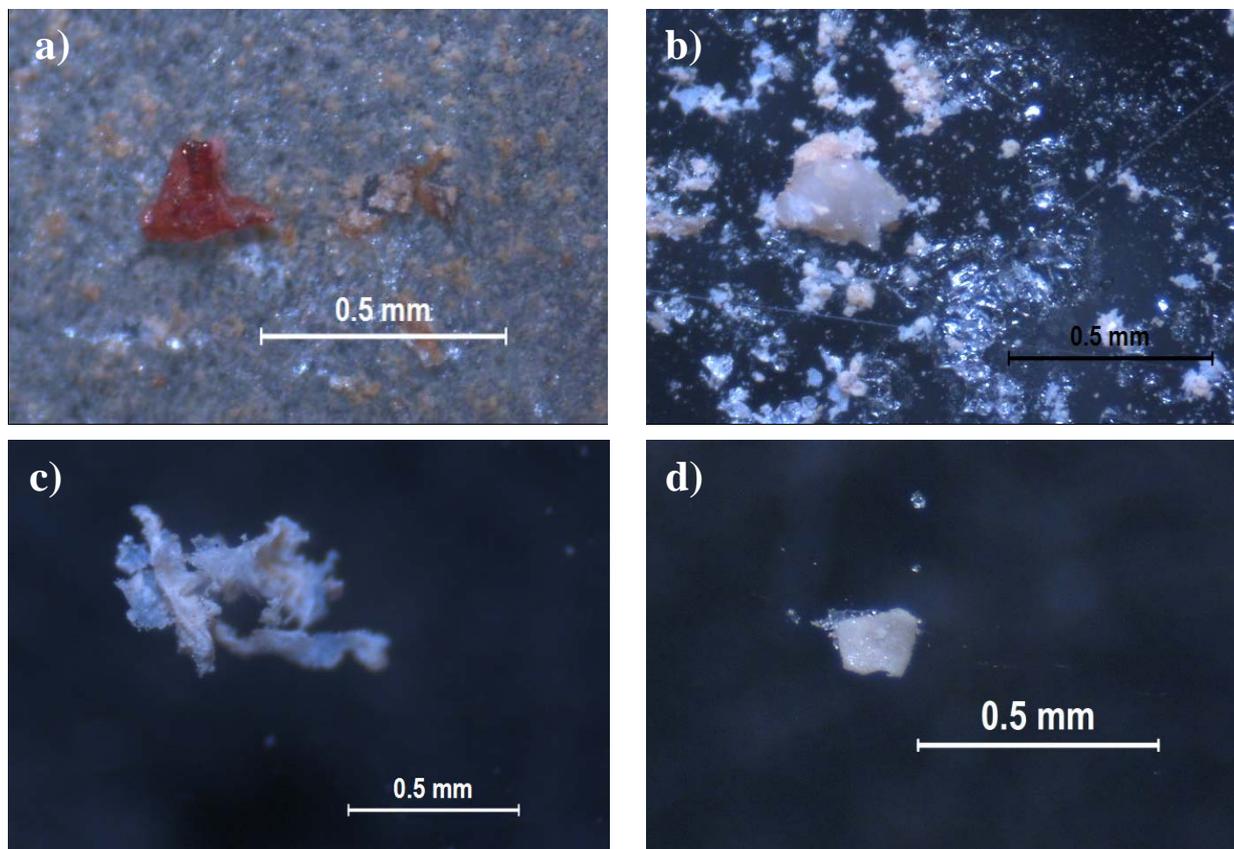
*Imagen 19. a) PV Mar de Cristal, marzo 2019; b) PV Los Nietos, marzo 2019; c) PV La Manga, marzo 2019; d) PV Salinas de Marchamalo Supramareal, octubre 2019; e) PP Playa Honda, marzo 2017; f) PP Playa Paraiso, marzo 2017.*



*Imagen 20. PP a) PP Salinas de Marchamalo Supramareal, marzo 2017; b) PP Los Urrutias, marzo 2017; c) PP Playa Paraiso, marzo 2018; d) PP Mar de Cristal, marzo 2018; e) PP Islas Menores, marzo 2018; f) PP Saladar de Lo Poyo Supramareal, marzo 2018.*



*Imagen 21. a) PP Islas Menores, marzo 2019; b) PP Los Urrutias, marzo 2019; c) PP La Manga, marzo 2019; d) PP Mar de Cristal, octubre 2019; e ) PP Los Urrutias, octubre 2019; f) TENAX Playa Honda, marzon 2017.*

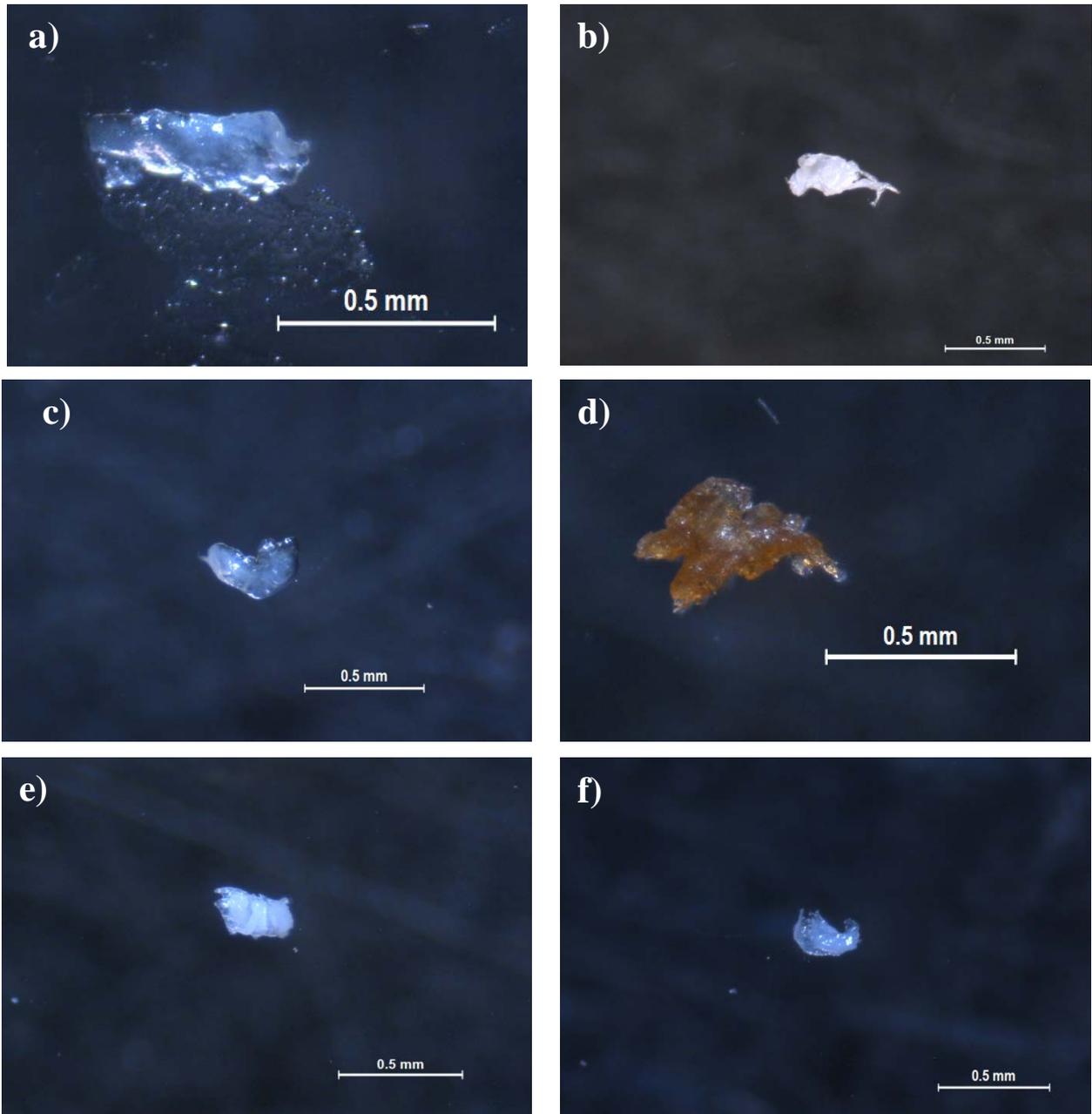


*Imagen 22. a) TEFLON Playa Paraiso, marzo 2019; b) TEFLON La Manga, marzo 2019; c) TEFLON Marina del Carmolí Supramareal norte, octubre 2019; d) TEFLON Los Narejos, octubre 2019.*

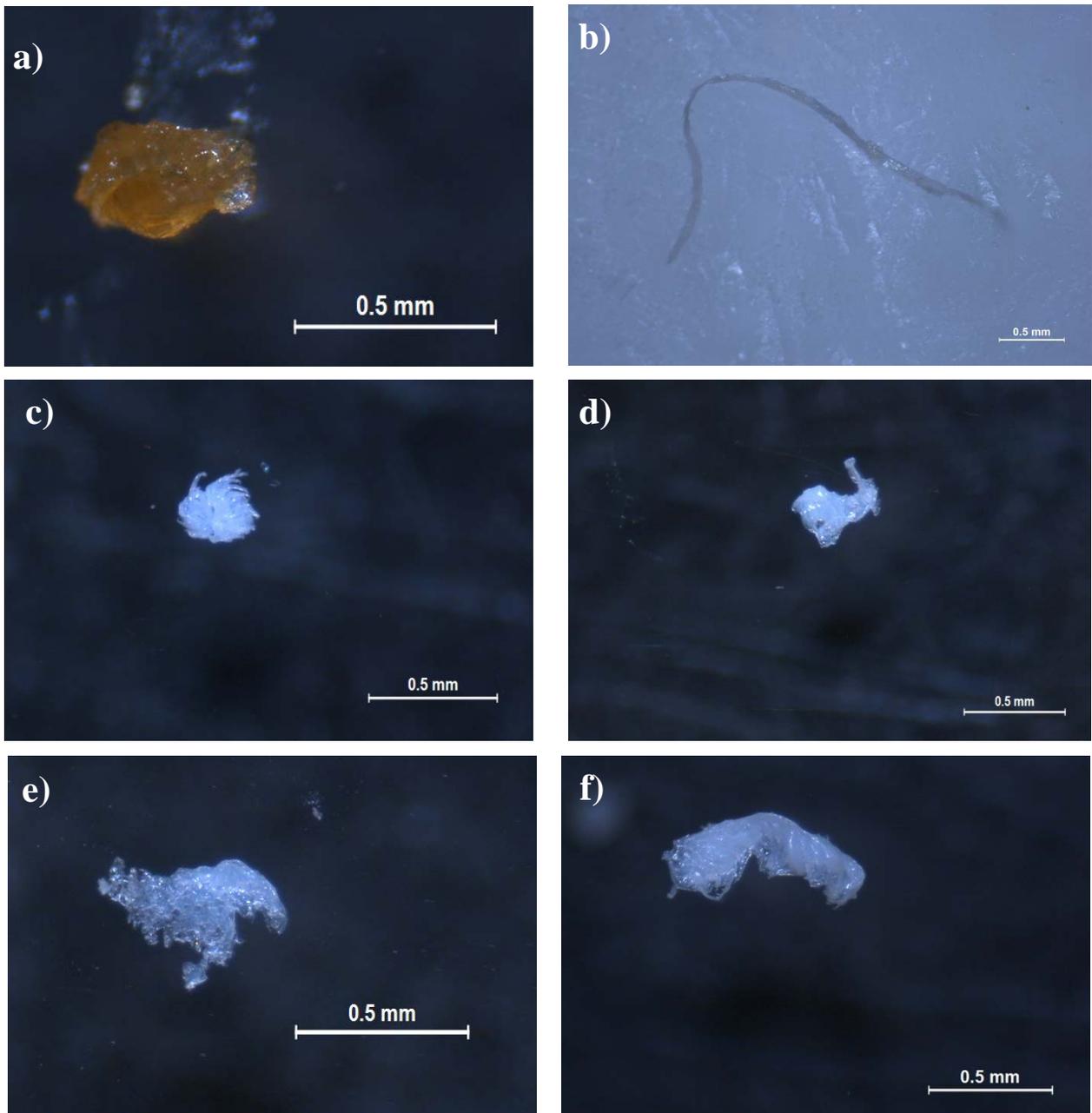
ANEXO IV.B.  
IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN  
DORADAS

---

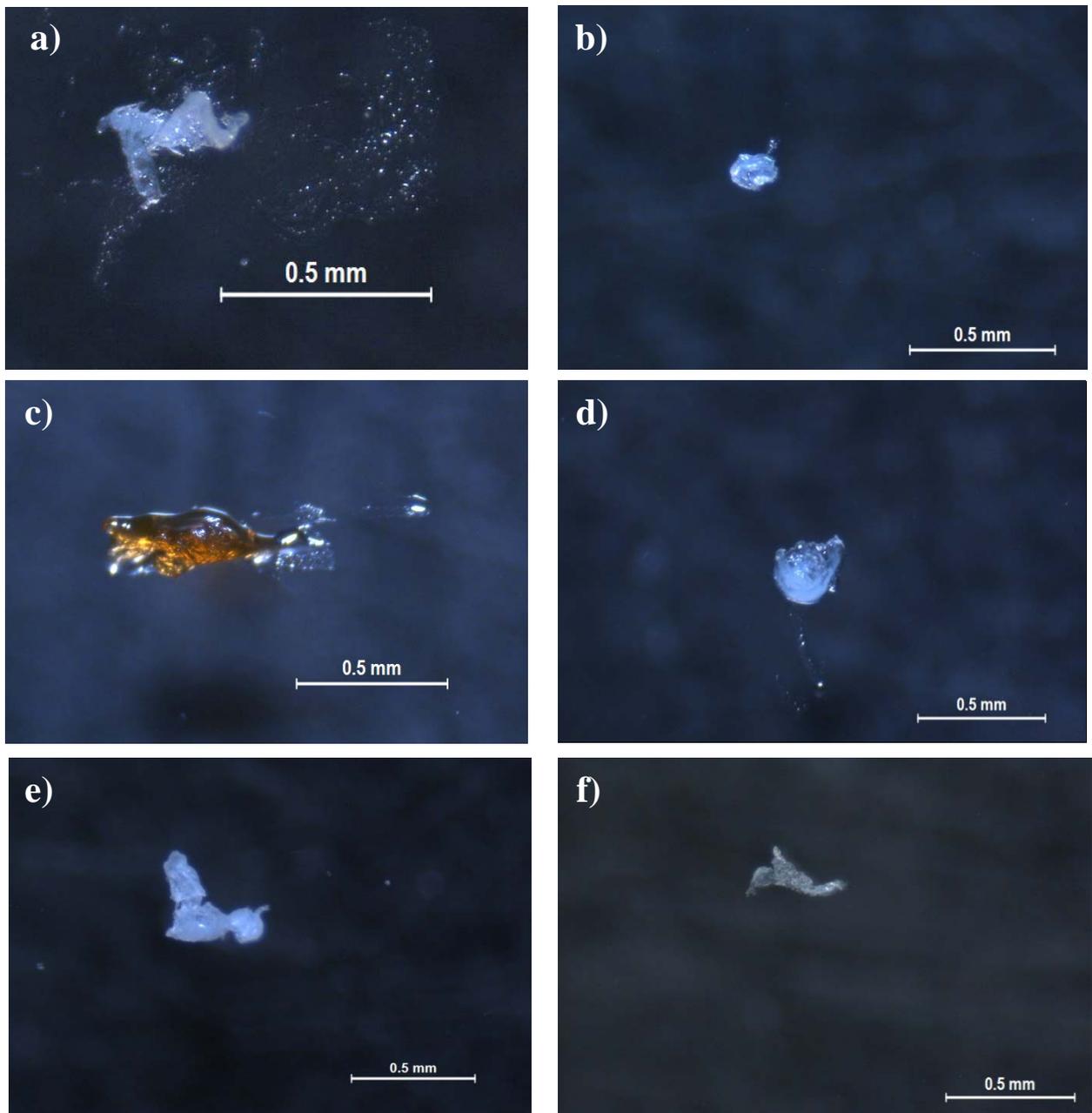
## ANEXO IV.B IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN DORADAS



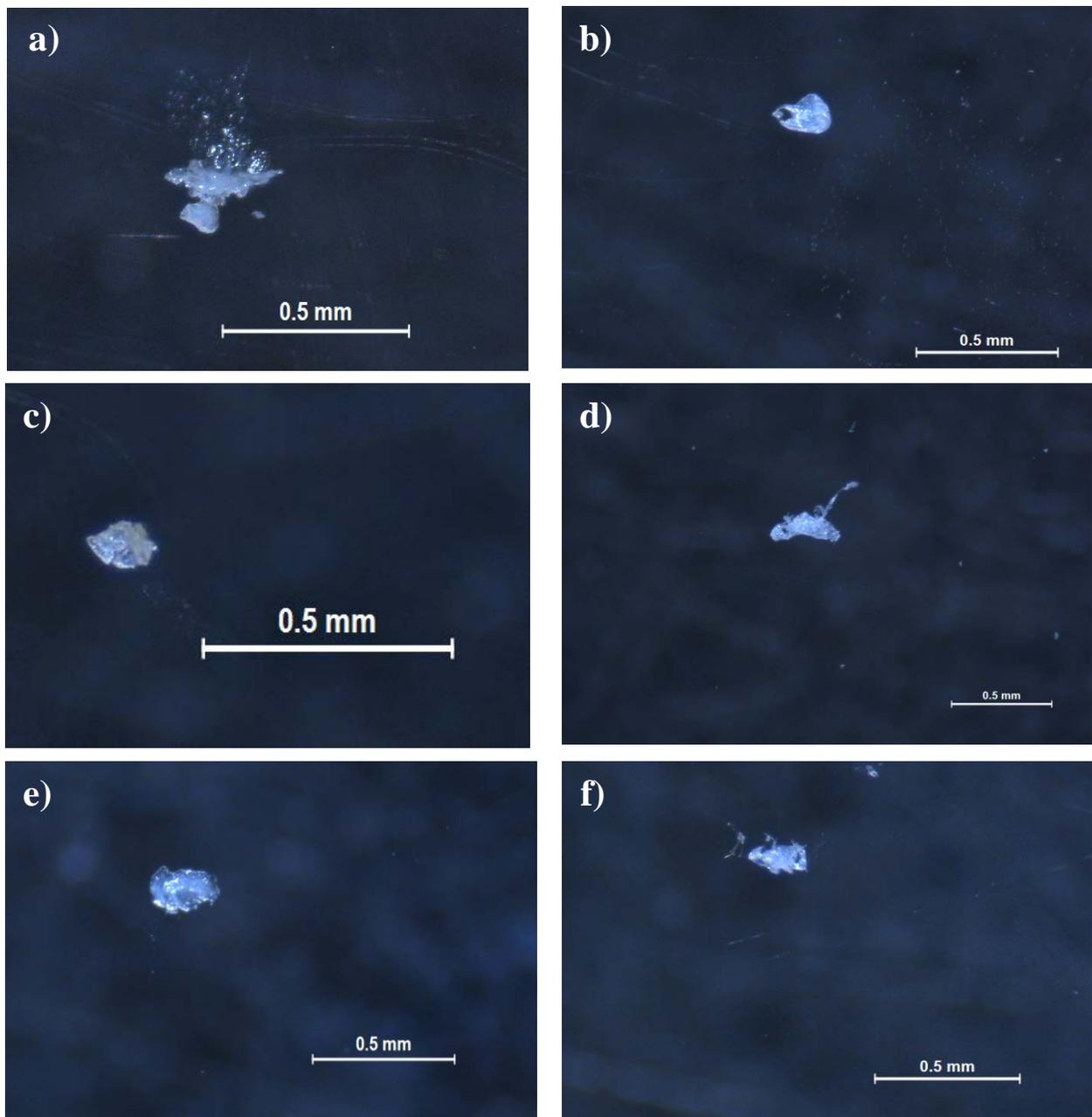
*Imagen 1. a) ACRILATO en estómago D7 invierno ; b) HDPE en estómago D2 verano; c) HDPE en estómago D7; d) HDPE en estómago D17 primavera; e) HDPE en intestino D1 verano; f) HDPE en intestino D6 verano.*



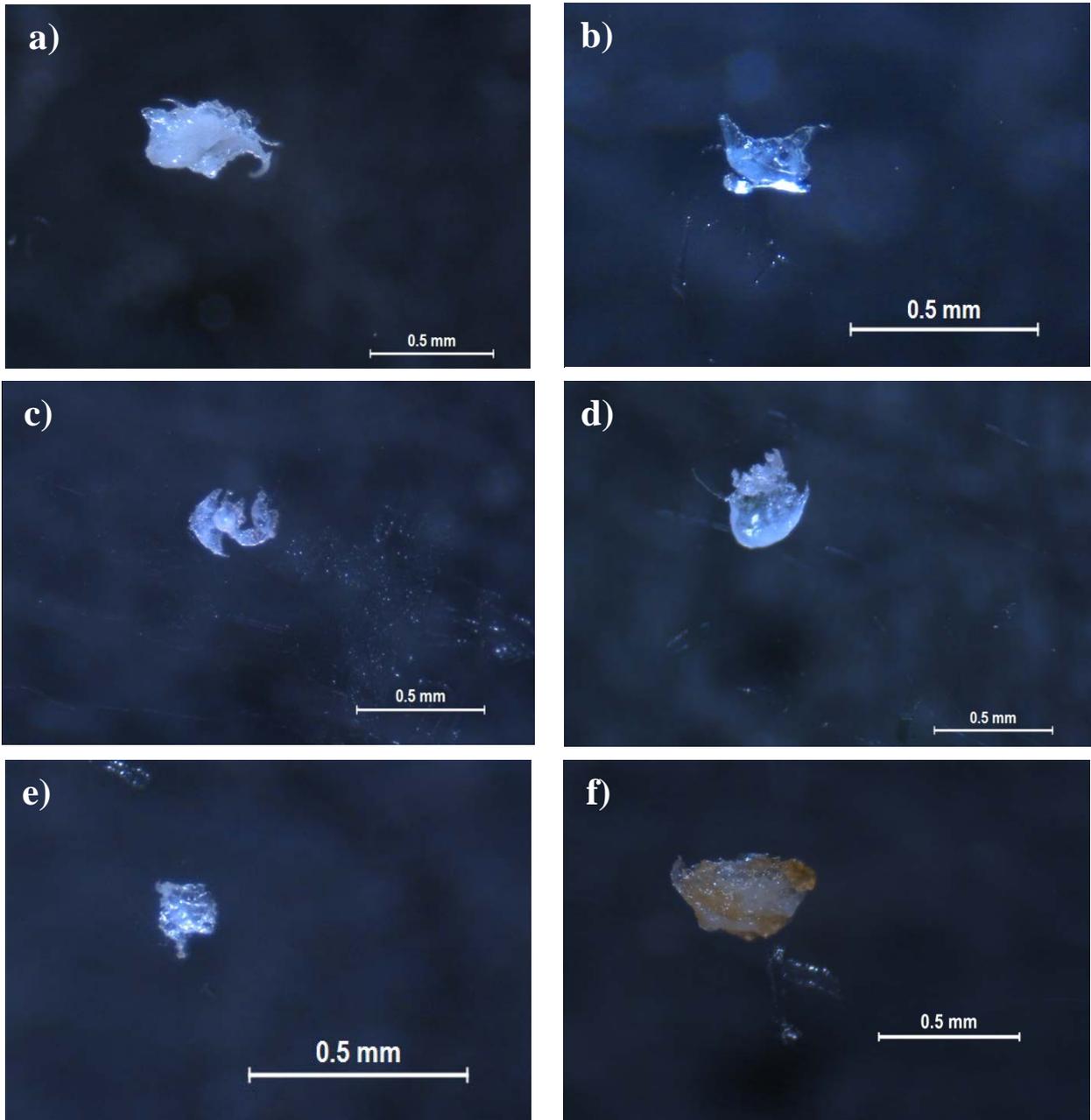
*Imagen 2. a) HDPE en intestino D7, invierno; b) LDPE en estómago D1, verano; c) LDPE en estómago D5, verano; d) LDPE en estómago D6, verano; e) LDPE en estómago D17, primavera; f) LDPE en intestino D2, verano.*



*Imagen 3. a) LDPE en intestino D7, invierno; a) PEP en estómago D6, verano; b) PEP en estómago D7, invierno; c) PEP en estómago D11, invierno; d) PEP en intestino D1, verano; e) PEP en intestino D6, verano.*



*Imagen 4. a) PEP en intestino D7, invierno; b) PEST en estomago D2, verano ; c) PEST en estomago D16, primavera; d) PS en estómago D2, verano; e) PUR en estómago D11, invierno; f) TEFLON en estómago D2, verano.*



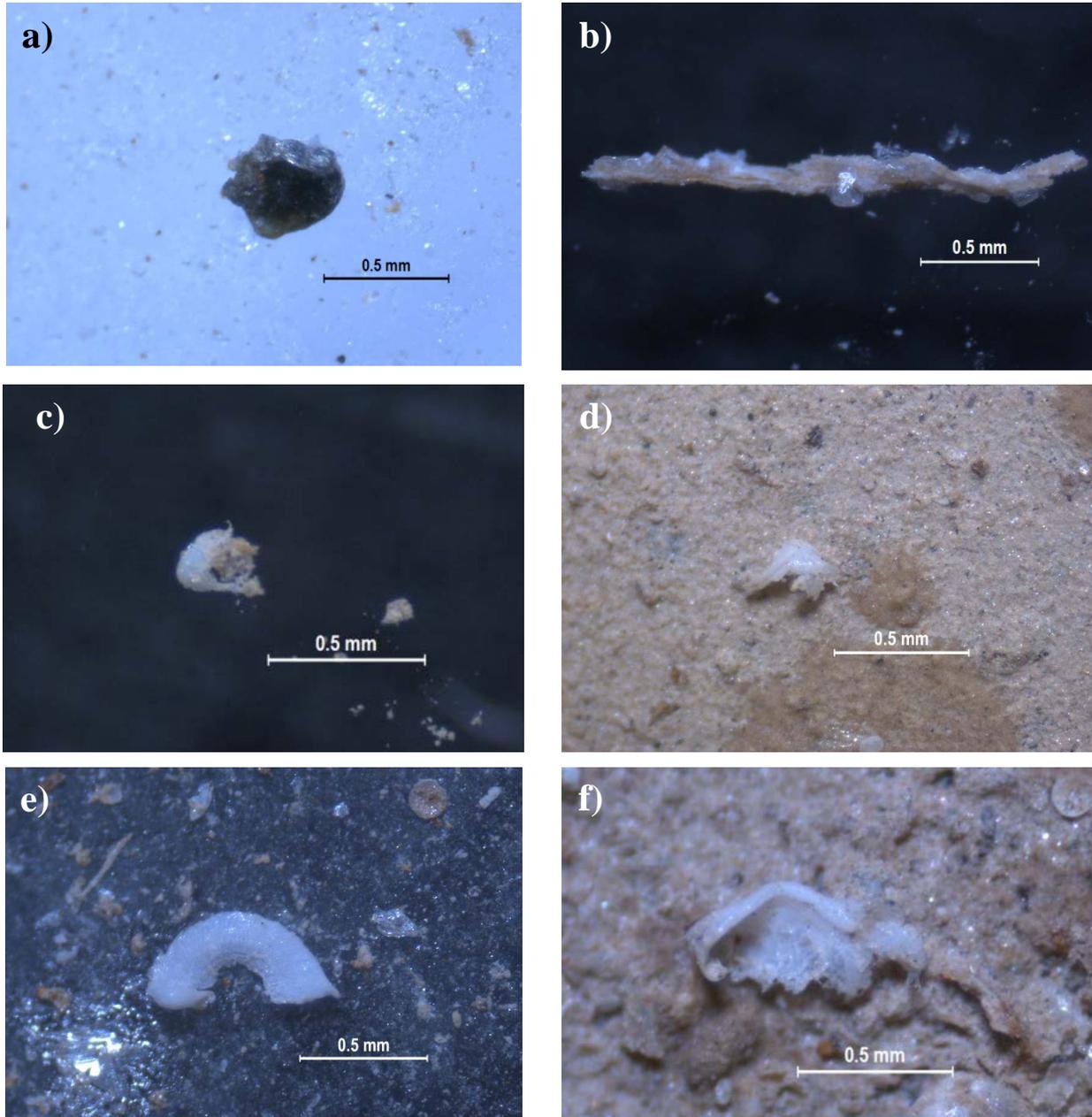
*Imagen 5. a) PV en estómago D6, Verano; b) PV en estómago D9, invierno; c) PV en estómago D11, invierno; d) PV en intestino D6, verano; e) PV en intestino D9, invierno; f) PV en intestino D13, primavera.*



ANEXO IV.C.  
IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN  
SEDIMENTOS MARINOS DEL PUERTO DE  
CARTAGENA

---

## ANEXO IV.C IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS MARINOS DEL PUERTO DE CARTAGENA



*Imagen 1. a) ACRIL P1, marzo de 2019; b) ACRIL P1, septiembre 2019; c) HDPE P2, junio 2019; d) HDPE P2, septiembre de 2019; e) LDPE P1, septiembre 2019; f) LDPE P2 septiembre 2019.*

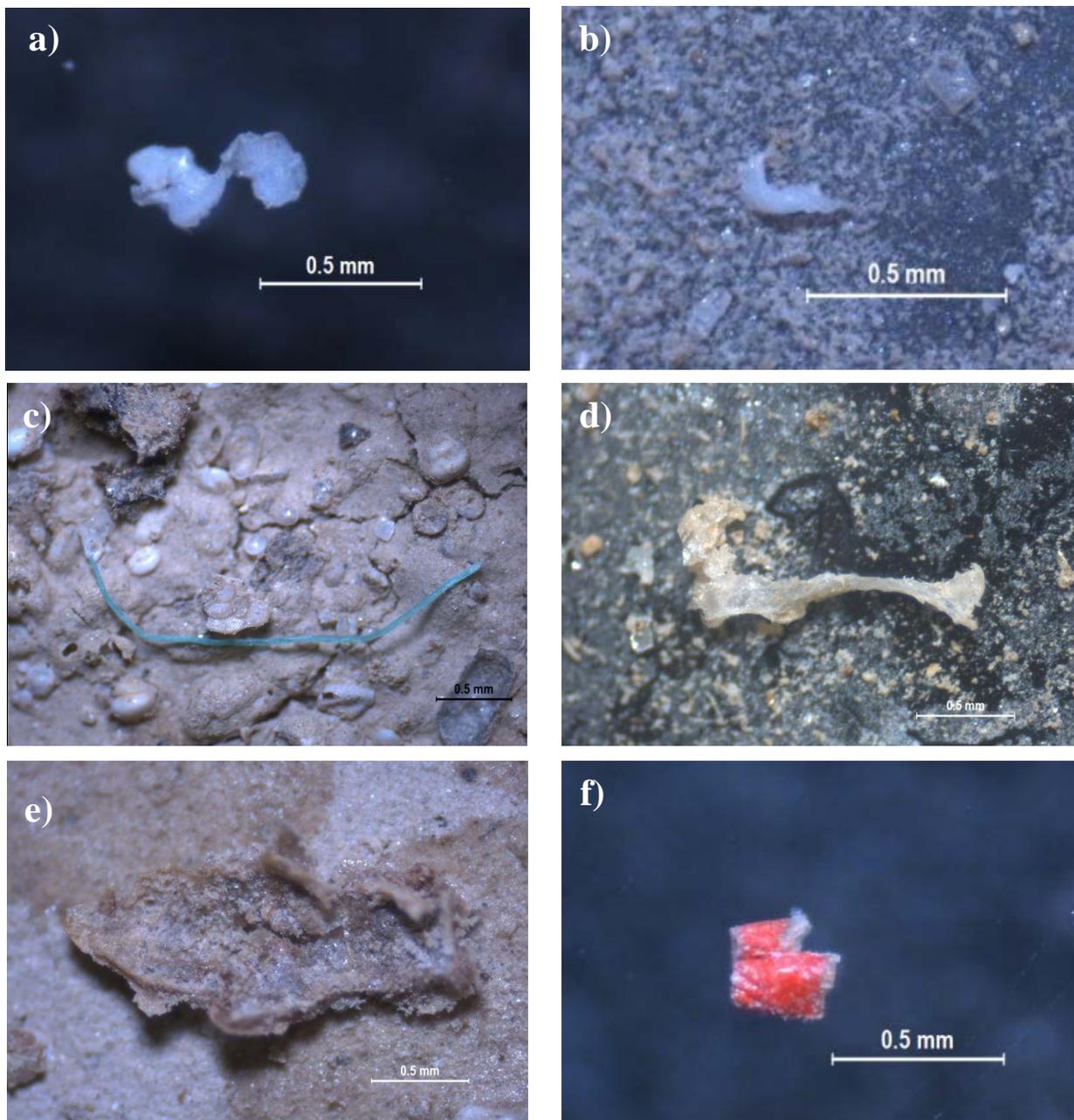
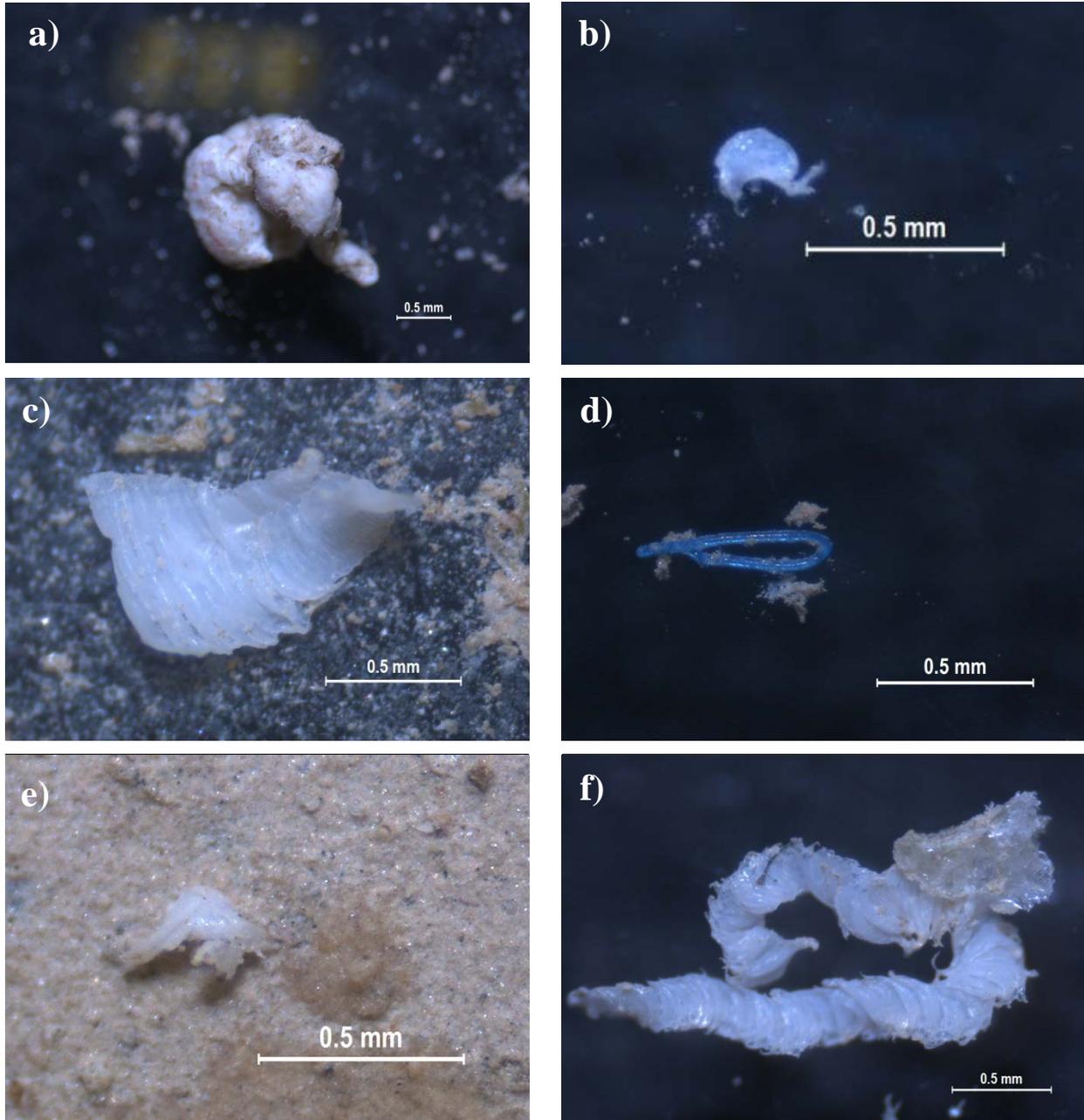
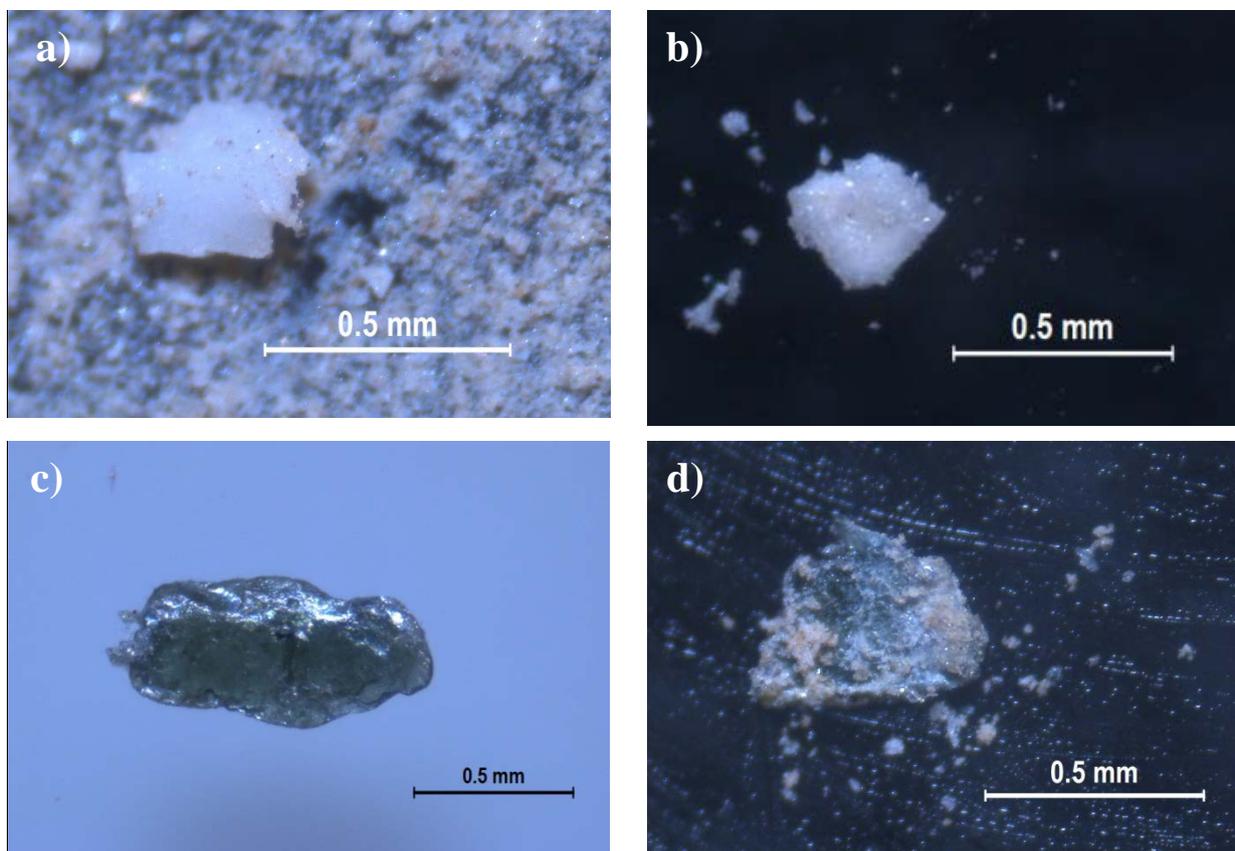


Imagen 2. a) LDPE P3 junio 2019; b) LDPE P3 septiembre 2019; c) PEP P2, marzo 2019; d) PEP P3 marzo 2019; e) PEST P2, junio 2019; f) PET P3 junio 2019.



*Imagen 3. a) PC P1 marzo 2019; b) PP P1 junio de 2019; c) PP P1, septiembre 2019; d) PP P2 junio 2019; e) PP P2, septiembre 2019; f) PP P3, junio 2019.*

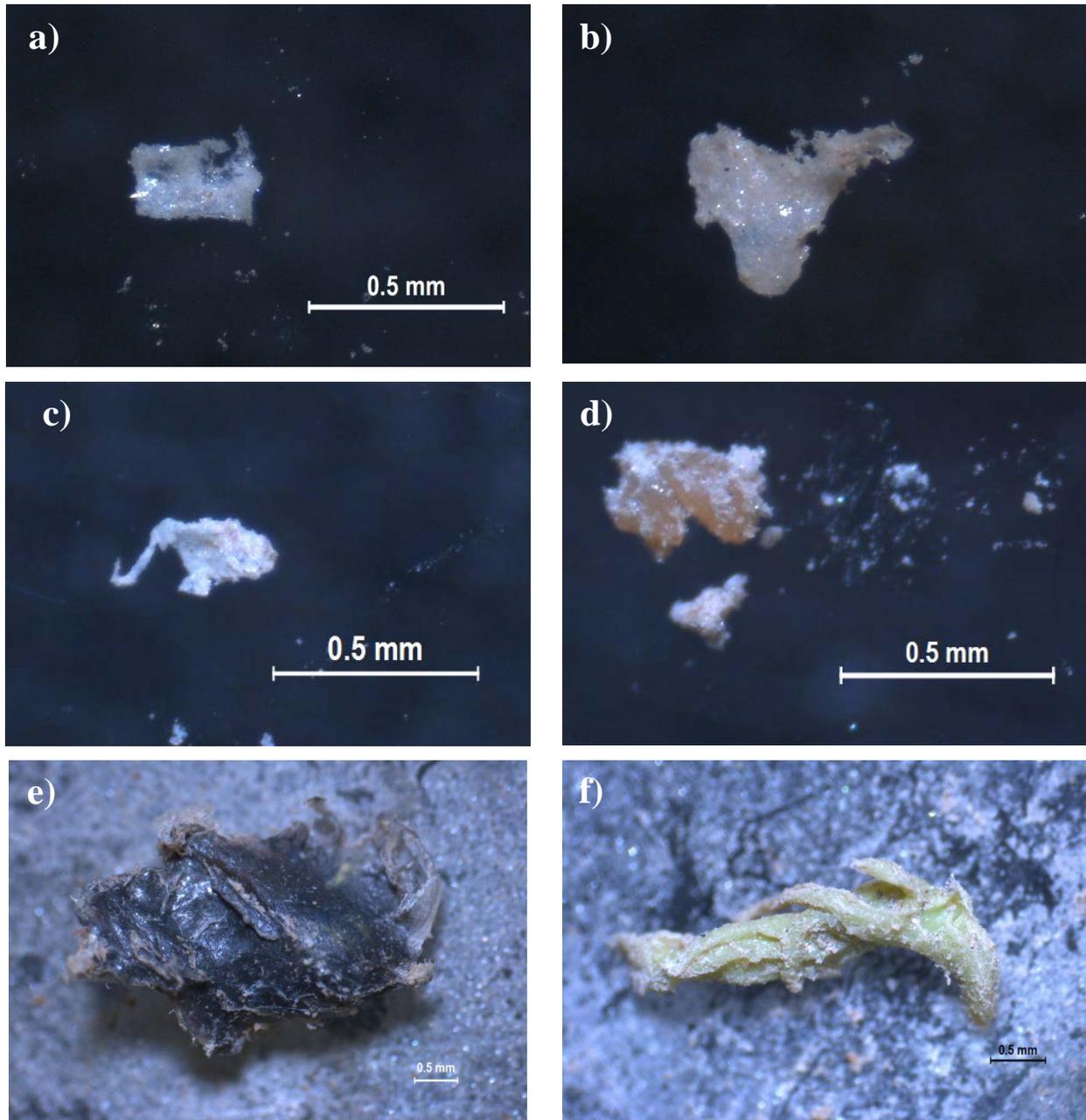


*Imagen 4. a) PP P3, septiembre 2019; b) PS P1, junio 2019; c) PV P1, marzo 2019; TEFLON P2, marzo 2019.*

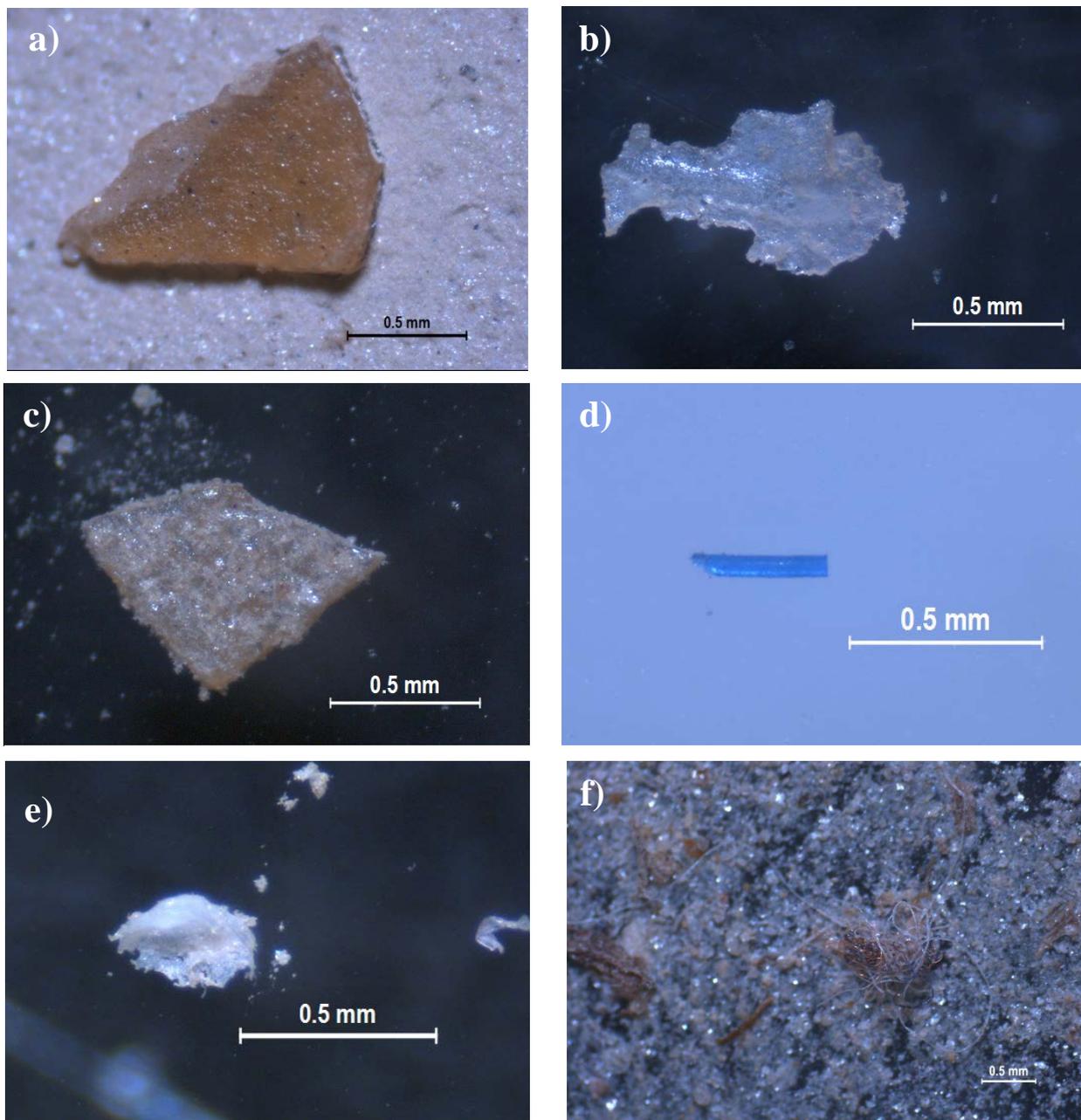
ANEXO IV.D.  
IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN  
SEDIMENTOS COSTEROS DE CALA  
CORTINA

---

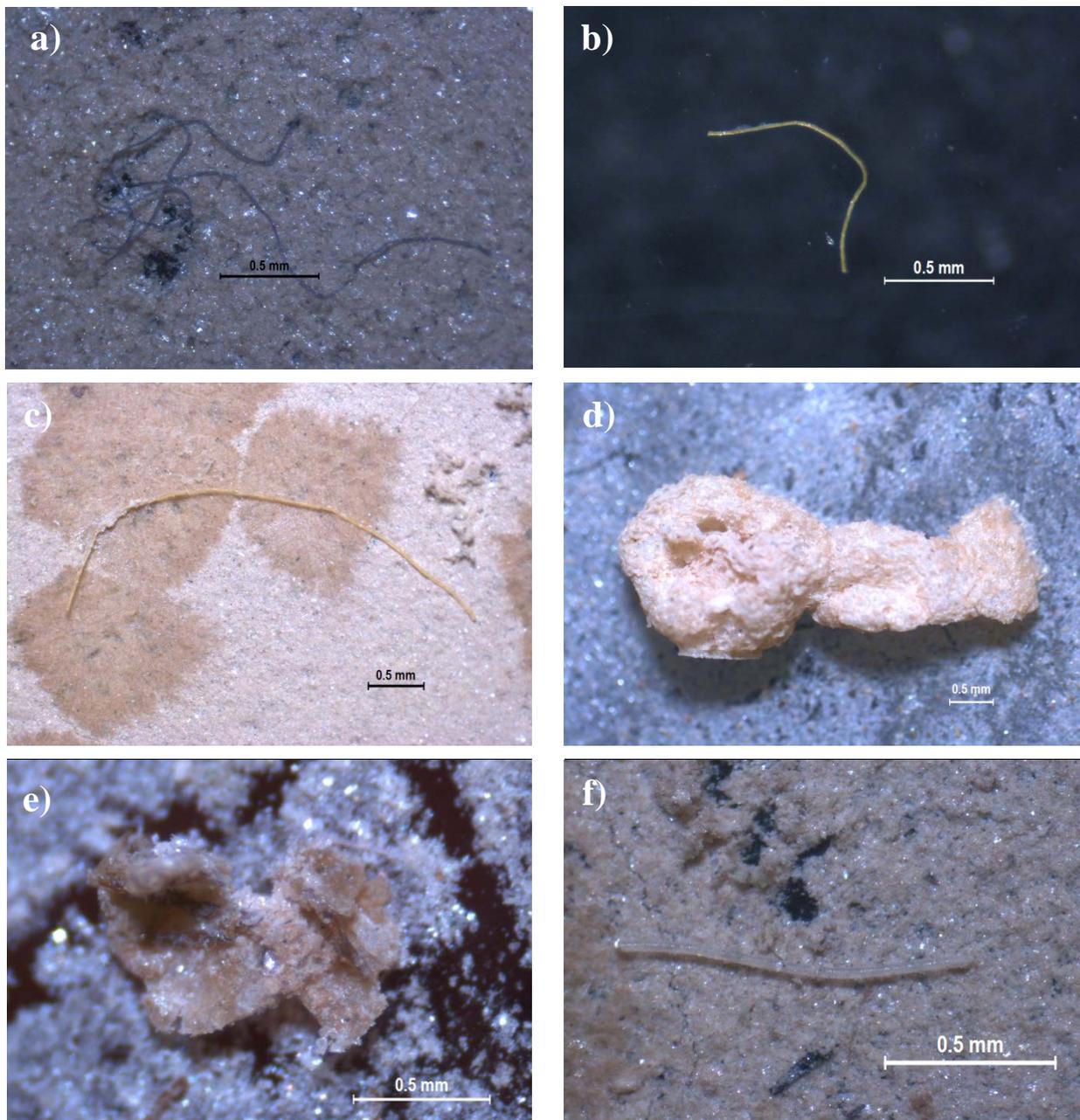
## ANEXO IV.D IMÁGENES DE MICROPLÁSTICOS EN SEDIMENTOS COSTEROS DE CALA CORTINA



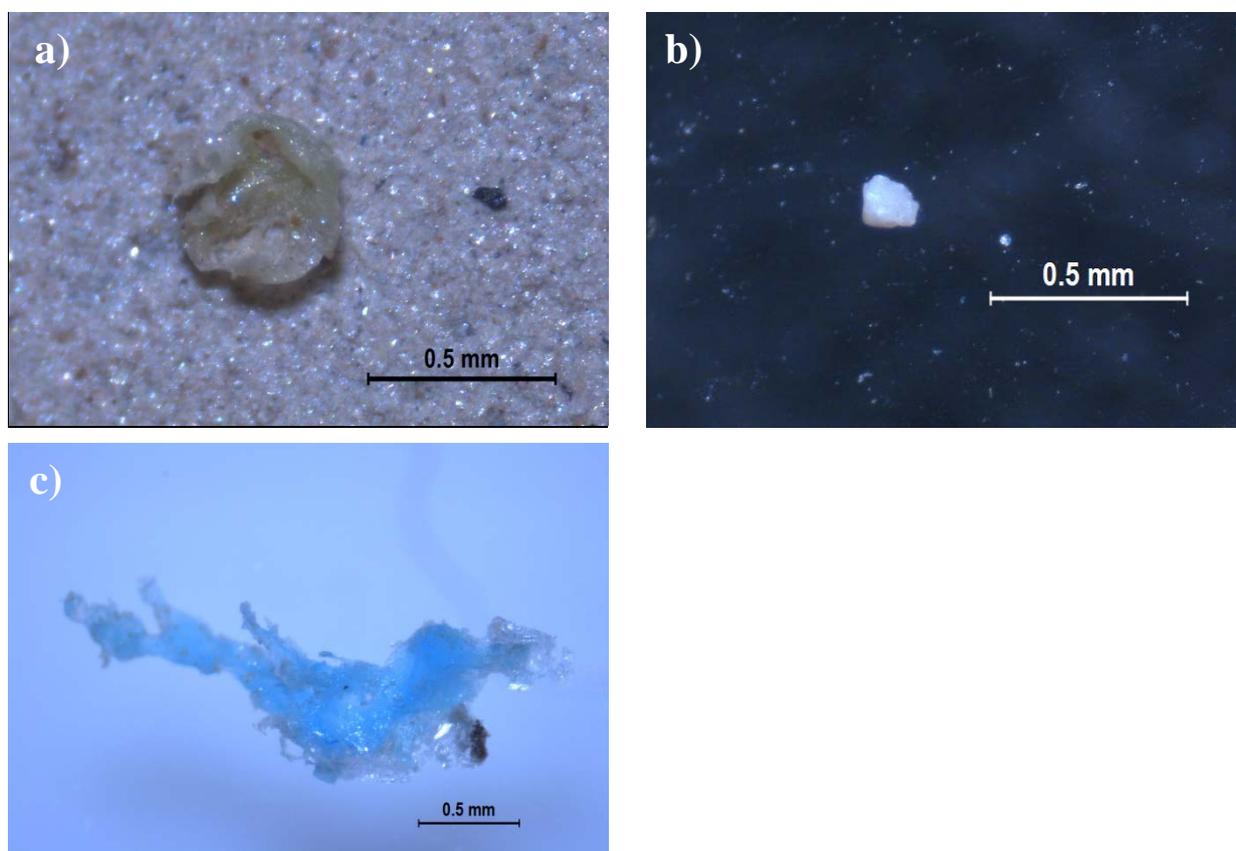
*Imagen 1. a) ACRIL Z1, junio de 2019; b) ACRIL Z3, junio 2019; c) ACRIL Z3, septiembre 2019; d) HDPE Z2, junio de 2019; e) LDPE Z3 marzo 2019; f) LDPE Z3 marzo 2019.*



*Imagen 2. a) LDPE Z3 junio 2019; b) LDPE Z1 septiembre 2019; c) LDPE Z2 septiembre 2019; d) LDPE Z3 septiembre 2019; e) PEP Z3, junio 2019; f) PET Z3 marzo 2019.*



*Imagen 3. a) PET Z3 junio 2019; b) PET Z1 septiembre de 2019; c) PEST Z2, junio 2019; d) PS Z3 marzo 2019; e) PV Z2, marzo 2019; f) PP Z2, junio 2019.*



*Imagen 4. a) PP Z3, junio 2019; b) PP Z2, septiembre 2019; c) PP Z3, septiembre 2019.*

ANEXO V.  
ESPECTROS INFRARROJOS

---

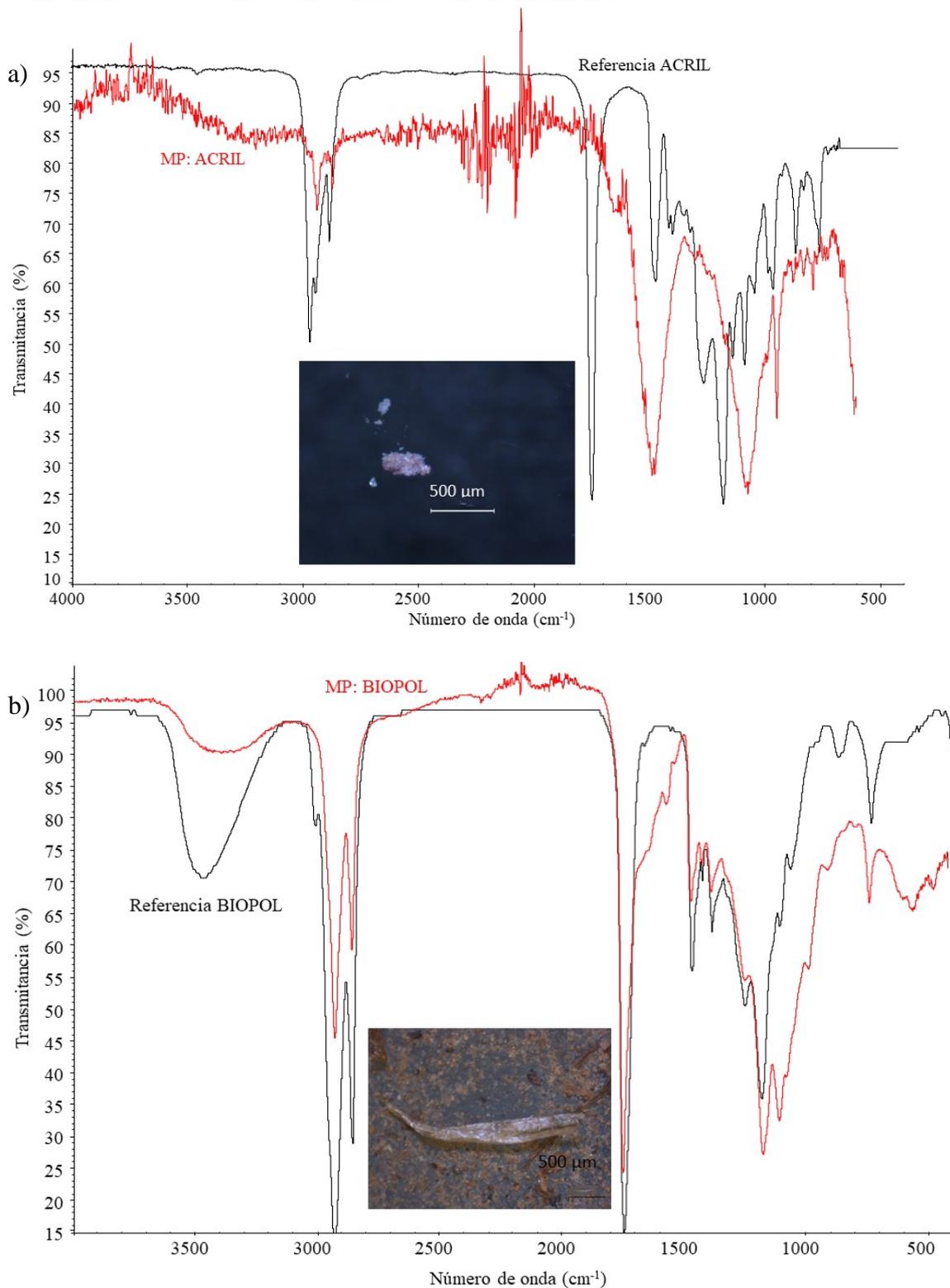
**ANEXO V ESPECTROS INFRARROJOS**

Imagen 1. a) Comparativa entre la muestra de ACRIL, estación Z3 Cala Cortina, 23 sept. 2019 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 72,04%; b) Comparativa entre la muestra de BIOPOL, estación S12 Marina del Carmolí, 16 marzo. 2018 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 86,36%.

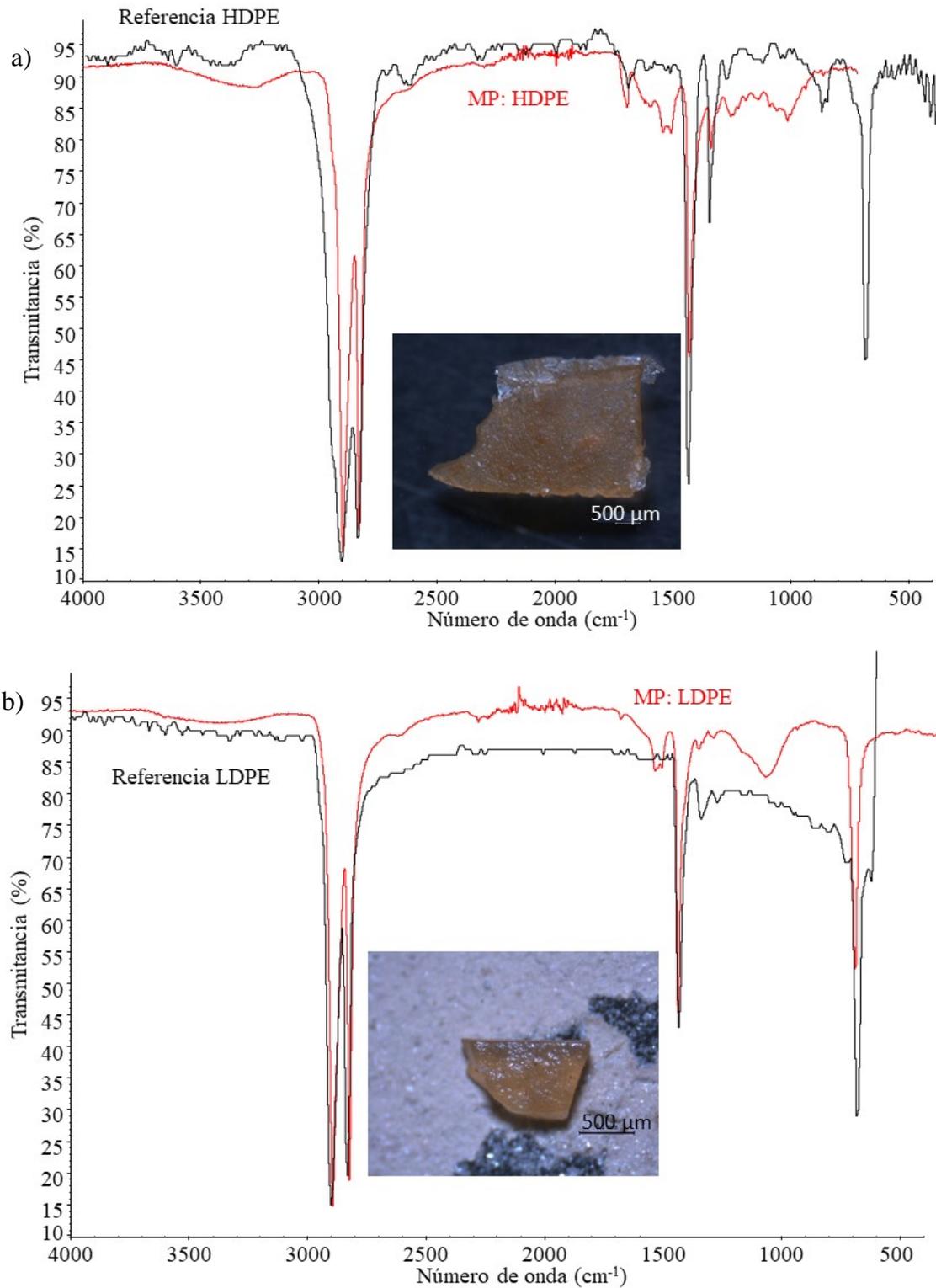


Imagen 2. a) Comparativa entre la muestra de HDPE, estación S4 Mar de Cristal, 24 feb. 2019 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 94,81%; b) Comparativa entre la muestra de LDPE, estación Z3 Cala Cortina, 11 jun. 2019 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 91,09 %.

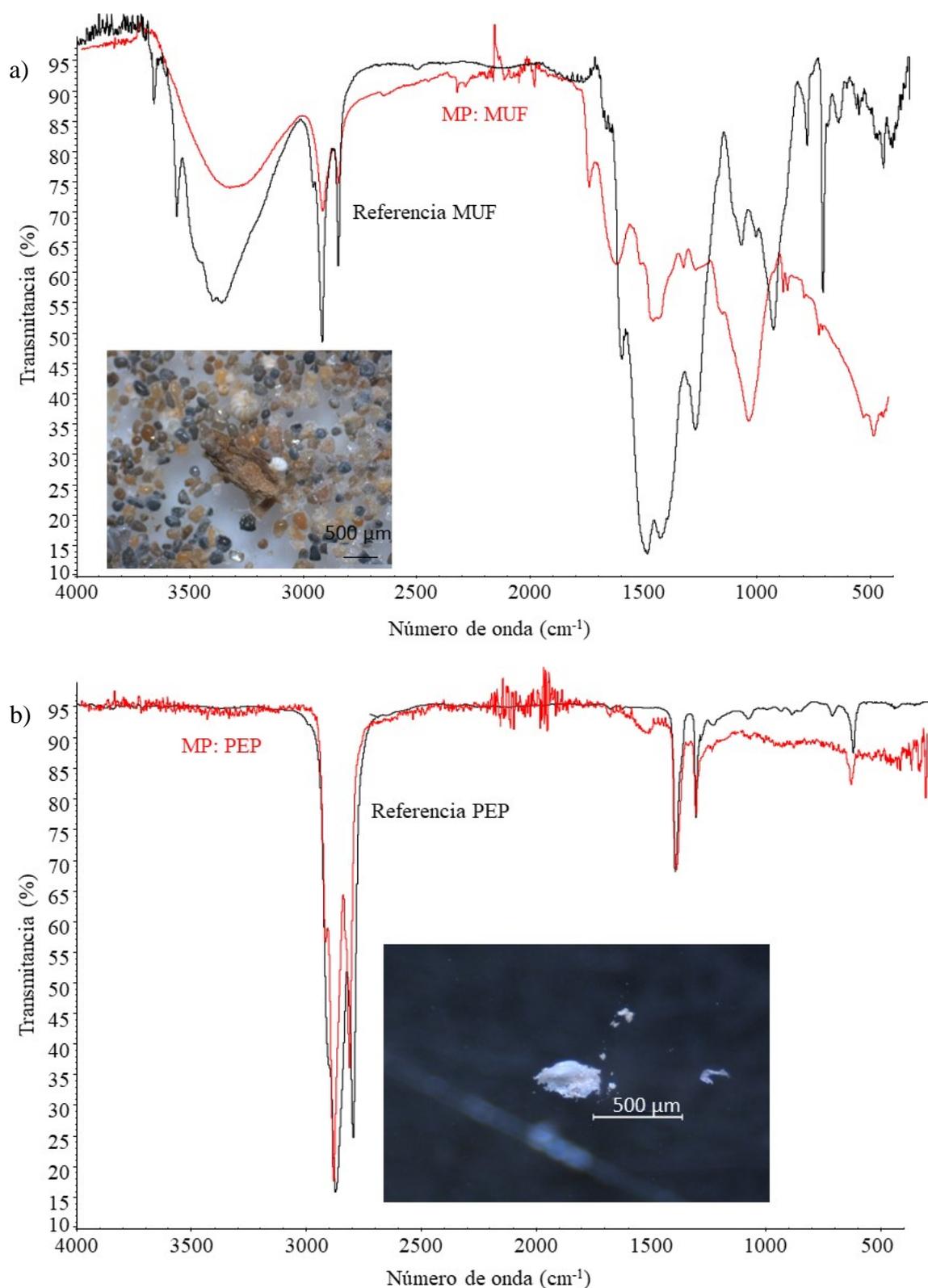


Imagen 3. a) Comparativa entre la muestra de MUF, estación S2 Playa Paraiso, XX marzo. 2017 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 60,99%; b) Comparativa entre la muestra de PEP, en intestino de D6, 9 jul. 2018 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 97,03 %;

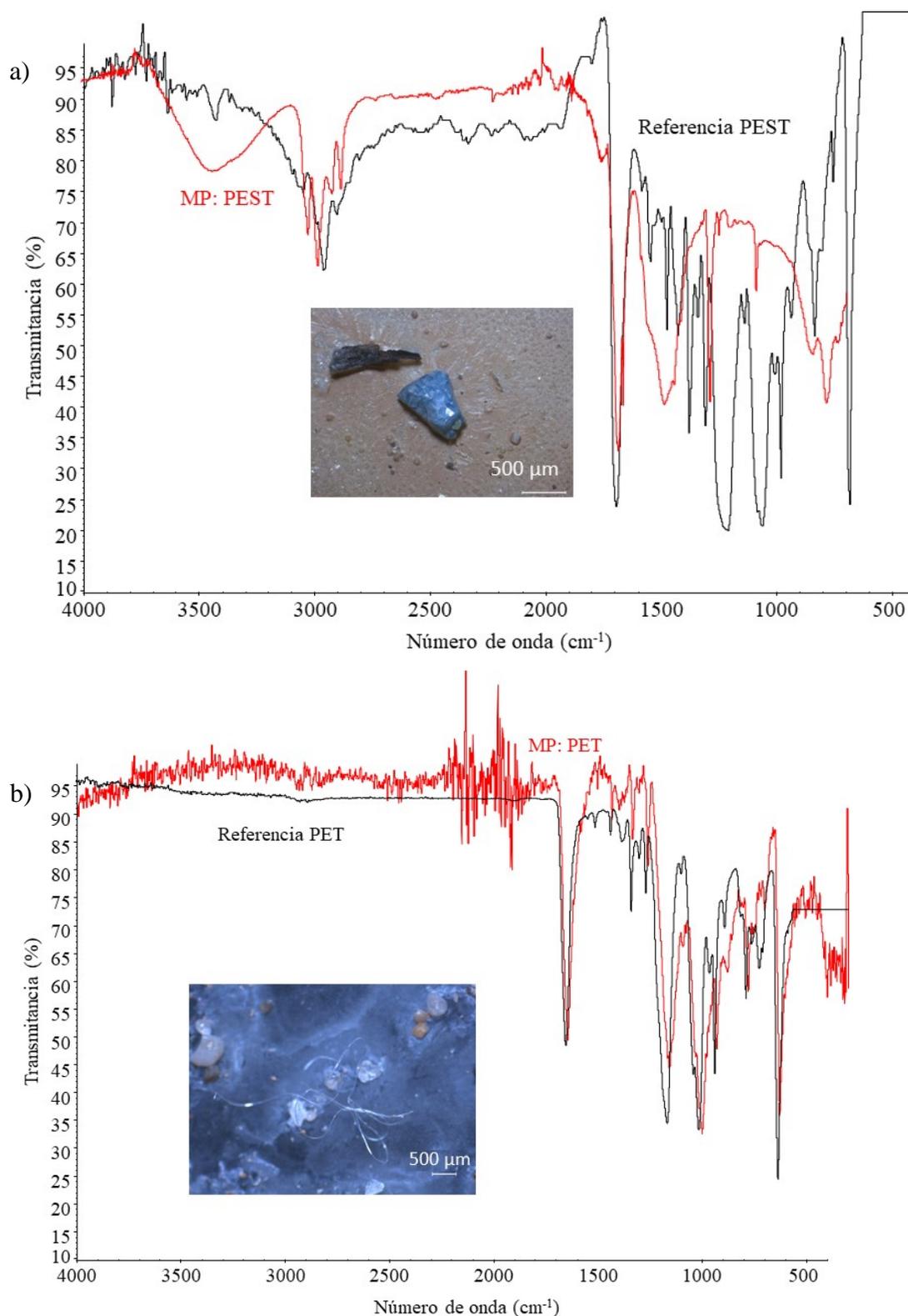


Imagen 4: a) Comparativa entre la muestra de PEST, estación S1 Playa Honda, XX marzo, 2017 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 69,02%; b) Comparativa entre la muestra de PET, estación S6 Los Nietos, 24 feb 2019 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 81,29%.

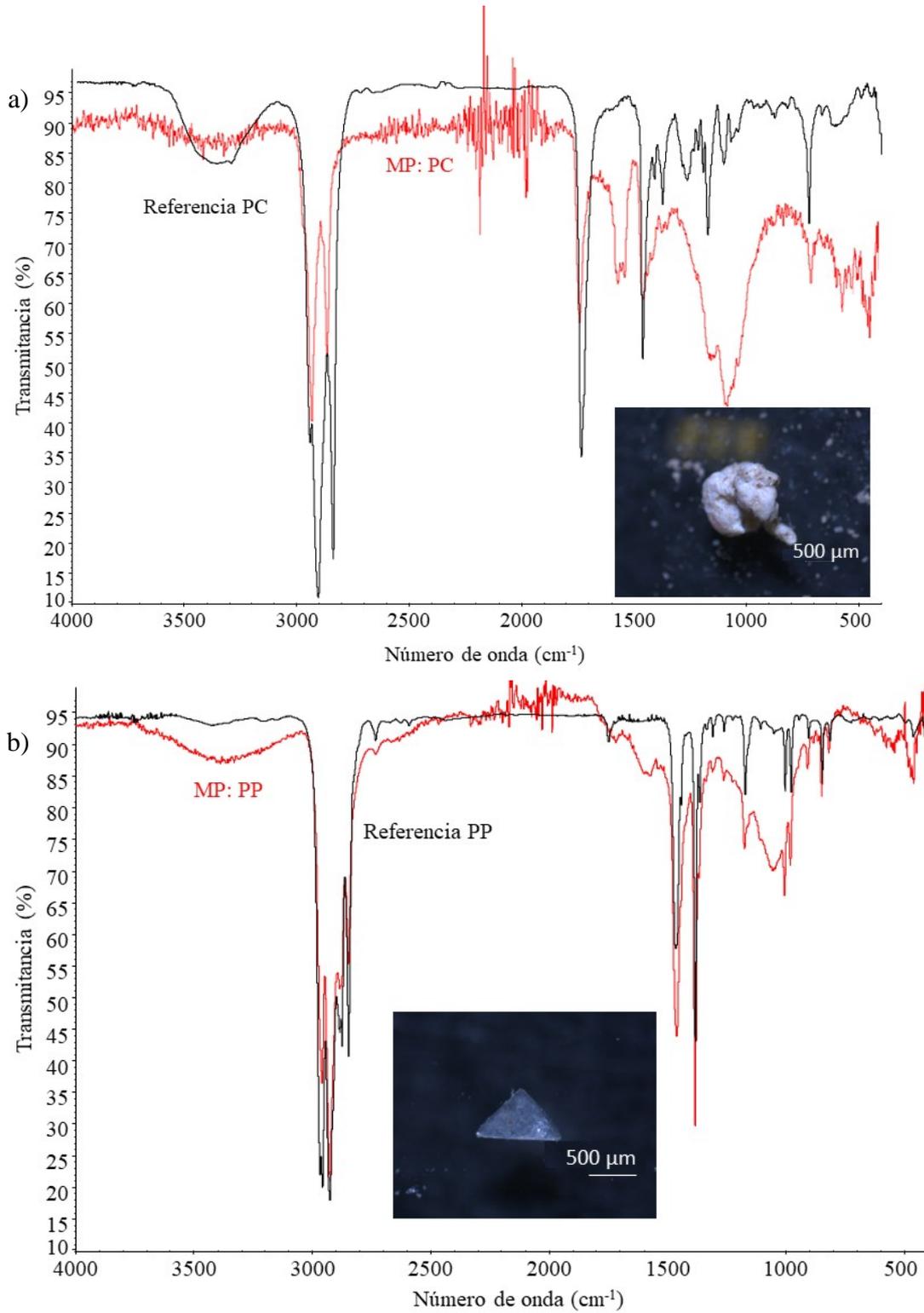


Imagen 5. a) Comparativa entre la muestra de PC, estación P2 puerto de Cartagena, abril 2019 (rojo) y la referencia de la biblioteca HR Sprouse Polymers by ATR Library (negro); b) Comparativa entre la muestra de PP, estación S10 Los Urrutias, 16 nov. 2019 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 95,05%.

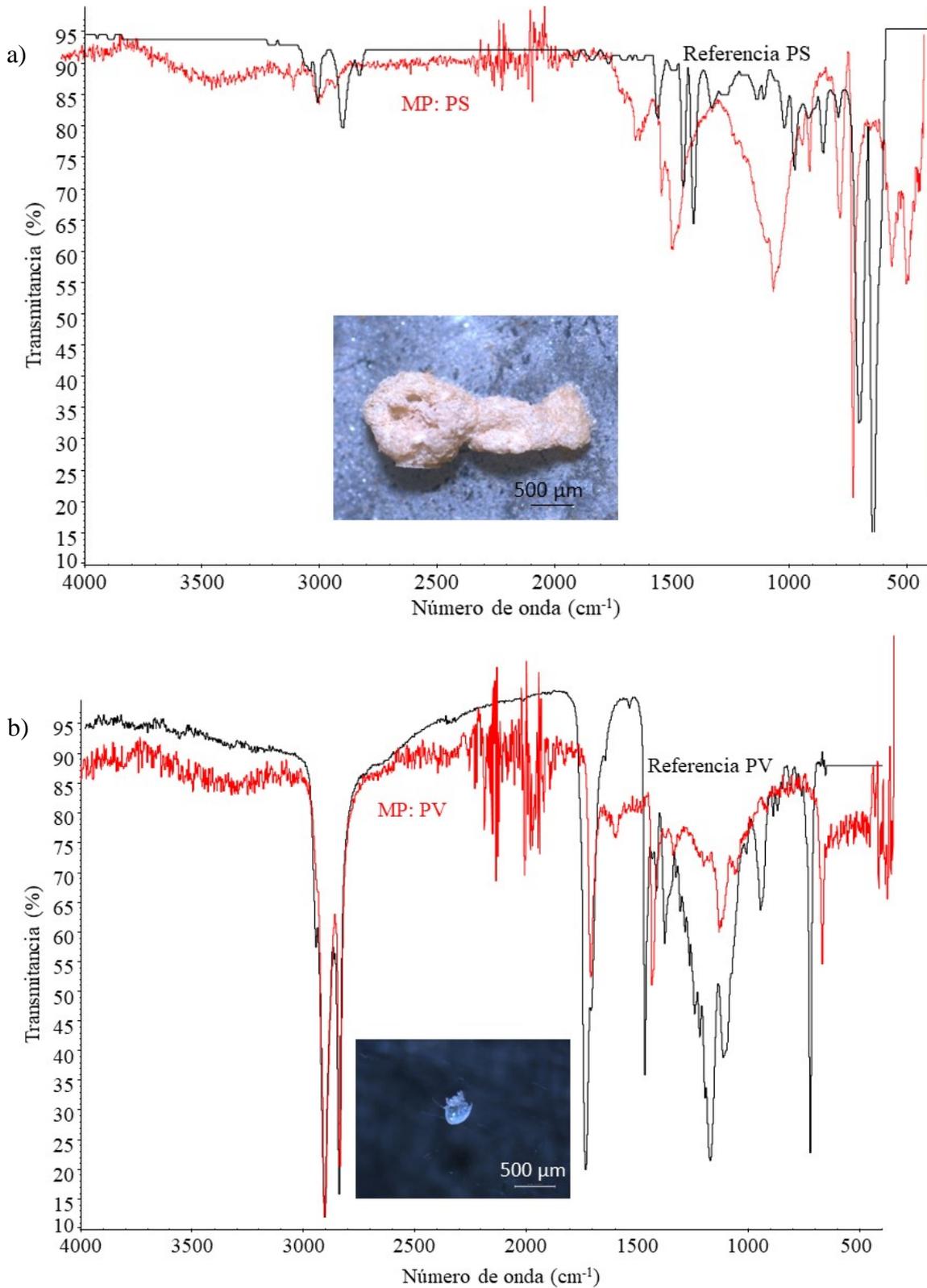


Imagen 6. a) Comparativa entre la muestra de PS, estación Z3 Cala Cortina, 23 marzo. 2019 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 85,77 %; b) Comparativa entre la muestra de PV, en intestino de D6, 9 jul. 2018 (rojo) y la referencia de la biblioteca Sprouse Scientific Systems Polymers by ATR Library (negro), con una concordancia del 91,84 %.

ANEXO VI.  
IMÁGENES DE LAS PLAYAS DEL MAR  
MENOR MUESTREADAS

---

## **ANEXO VI IMÁGENES DE LAS PLAYAS DEL MAR MENOR MUESTREADAS**

### **PLAYA HONDA (S1)**



### **PLAYA PARAÍSO (S2)**



**SALINAS DE MARCHAMALO (S3)**



**MAR DE CRISTAL (S4)**



**ISLAS MENORES (S5)**



**LOS NIETOS (S6)**



**SALADAR LO POYO (S7 y S8)**



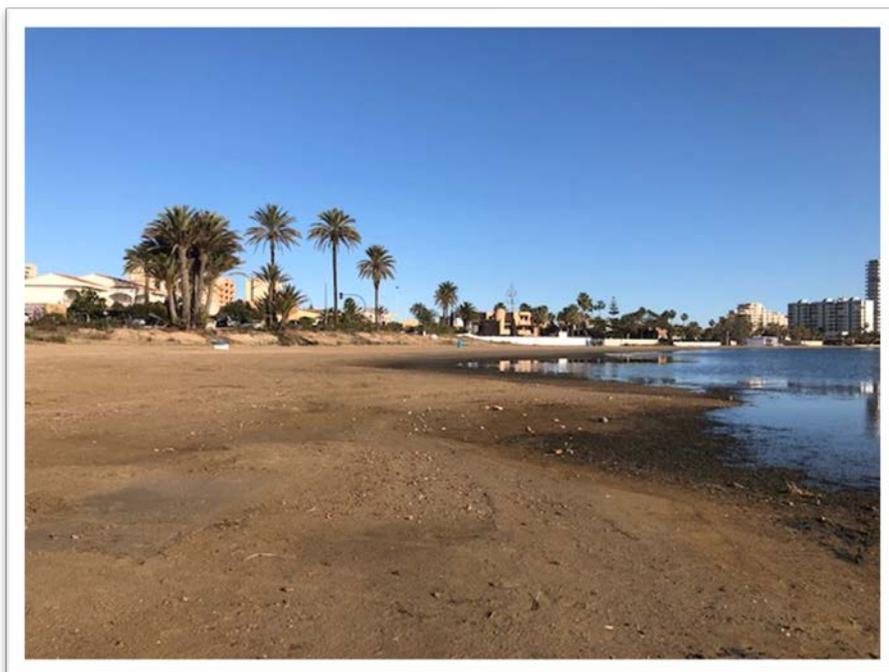
**LA PERLA (S9)**



**LOS URRUTIAS (S10)**



**LA MANGA (S11)**



**MARINA DEL CARMOLÍ (S12, S13, S14 Y S15)**



**LOS NAREJOS (S16)**



**SANTIAGO DE LA RIBERA (S17)**



