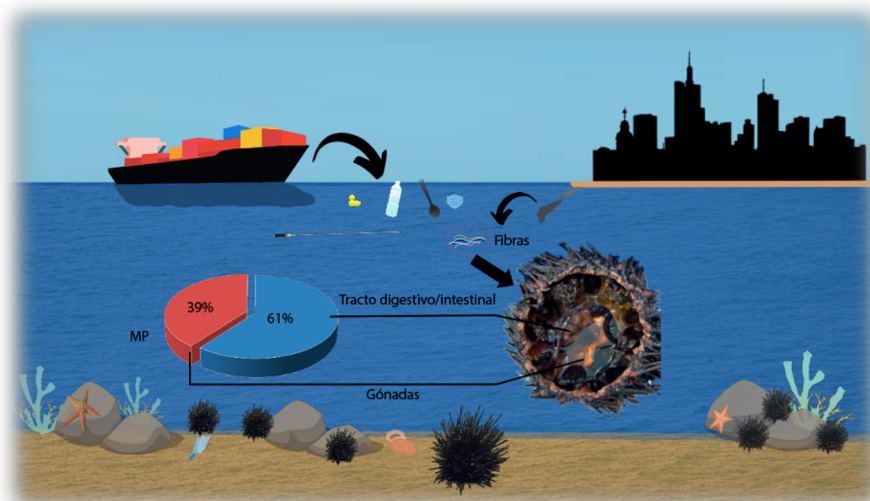


# ESTUDIO DE LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN EL ERIZO DE MAR *DIADEMA AFRICANUM* EN LA ISLA DE TENERIFE (ISLAS CANARIAS)

ESTUDO DA PRESENZA DE MICROPLÁSTICOS NO OURIZO DE  
MAR *DIADEMA AFRICANUM* NA ILLA DE TENERIFE  
(ILLAS CANARIAS)

STUDY OF THE PRESENCE OF MICROPLASTICS IN THE SEA URCHIN  
*DIADEMA AFRICANUM* ON THE ISLAND OF TENERIFE  
(CANARY ISLANDS)



## MEMORIA DEL TRABAJO FIN DE MÁSTER EN BIOLOGÍA MARINA

Autora: Marta Sevillano González

Tutores: Javier Hernández Borges y Cintia Hernández Sánchez

Junio de 2021



Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña.

Facultad de Química (Departamento de Química Analítica). Universidad de La Laguna (Tenerife).

Estudio de la presencia de microplásticos en el erizo de mar *Diadema africanum* en la isla de Tenerife (Islas Canarias).

Estudo da presenza de microplásticos no ourizo de mar *Diadema africanum* na illa de Tenerife (Illas Canarias).

Study of the presence of microplastics in the sea urchin *Diadema africanum* on the island of Tenerife (Canary Islands).

Alumna:

*Marta Sevillano González*

Tutora académica:

*Dña. María Concepción Herrero López*

Tutores externos:

*D. Javier Hernández Borges*

*Dña. Cintia Hernández Sánchez*

**Dña. Cintia Hernández Sánchez, Profesora Ayudante Doctor del Departamento de Obstetricia, Ginecología, Pediatría, Medicina Preventiva y Salud Pública, Toxicología, Medicina forense y Legal y Parasitología y D. Javier Hernández Borges, Profesor Titular del Departamento de Química de la Universidad de La Laguna**

**Autorizan:**

La presentación y defensa del Trabajo de Fin de Máster titulado “Estudio de la presencia de microplásticos en el erizo de mar *Diadema africanum* en la isla de Tenerife, (Islas Canarias)”, realizado por Dña. Marta Sevillano González bajo nuestra tutorización durante el curso académico 2020-2021.

Y para que así conste, firmamos la presente en San Cristóbal de La Laguna, a 24 de junio de 2021.

Firmado por HERNANDEZ  
SANCHEZ CINTIA - 78565922S  
el día 24/06/2021 con un  
certificado emitido por AC  
FNMT Usuarios

Fdo: Cintia Hernández Sánchez

**HERNANDEZ  
BORGES  
JAVIER -  
78542304H** Firmado  
digitalmente por  
HERNANDEZ BORGES  
JAVIER - 78542304H  
Fecha: 2021.06.24  
10:41:17 +01'00'

Fdo: Javier Hernández Borges

## ***AGRADECIMIENTOS***

---

En primer lugar, quiero expresar mi agradecimiento a los directores de este Trabajo de Fin de Máster. A Dña Cintia Hernández Sánchez y D. Javier Hernández Borges, por la oportunidad, la ayuda y el apoyo prestado en todo momento, y en general, a todos mis compañeros del grupo de investigación en Química Analítica Aplicada por el trato recibido y por estar siempre dispuestos a ceder parte de su tiempo a aconsejarme y ayudarme, tanto en el laboratorio como en el muestreo.

También agradecer a Airán Ródenas y Sergio Catalán por el análisis de las microfibras encontradas mediante espectroscopía Raman.

***GLOSARIO***

---

<b>EVA:</b>	Etilvinilacetato
<b>CF:</b>	Cresol formaldehído
<b>CP:</b>	Celofán
<b>MPs:</b>	Microplásticos
<b>PA:</b>	Poliamida
<b>PAN:</b>	Poliacrilonitrilo
<b>PE:</b>	Polietileno
<b>PET:</b>	Politereftalato de etileno
<b>PG:</b>	Playa Grande
<b>PP:</b>	Polipropileno
<b>PS:</b>	Poliestireno
<b>PT:</b>	Playa de Tajao
<b>PVC:</b>	Cloruro de polivinilo

# ÍNDICE

---

<b>RESUMEN</b> .....	<b>1</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>2</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>3</b>
1.1. El plástico en el medio marino .....	4
1.2. Los microplásticos.....	5
1.3. Microplásticos en organismos marinos .....	7
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>10</b>
<b>3. MATERIAL Y MÉTODOS</b> .....	<b>11</b>
3.1. Muestreo .....	11
3.2. Tratamiento de las muestras.....	11
3.2.1. <i>Disección y digestión de las muestras</i> .....	11
3.2.2. <i>Extracción de microplásticos</i> .....	12
3.2.3. <i>Observación e identificación de microplásticos</i> .....	13
3.3. Control de la contaminación y blancos de procedimiento .....	14
3.4. Análisis estadístico de los datos .....	15
<b>4. RESULTADOS</b> .....	<b>16</b>
4.1. Características de los erizos de mar.....	16
4.2. Abundancia y morfotipo de microplásticos en <i>D. africanum</i> .....	16
4.3. Relación entre la abundancia de los microplásticos y las características biológicas de los ejemplares .....	18
4.4. Tamaño, color y composición de los microplásticos encontrados en <i>D. africanum</i> .....	18
<b>5. DISCUSIÓN</b> .....	<b>22</b>
<b>6. CONCLUSIONES</b> .....	<b>28</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>29</b>
<b>ANEXO 1 – Tablas comparativas con datos de publicaciones sobre ingestión de microplásticos por organismos marinos</b> .....	<b>35</b>
<b>ANEXO 2. – Tabla sobre la clasificación morfológica de los microplásticos</b> .....	<b>40</b>

## ***RESUMEN***

---

El uso desmesurado de los plásticos y la prevalencia de los microplásticos en las aguas y, en general, en cualquier compartimento medioambiental, hace que haya aumentado la preocupación por los posibles impactos ecológicos y los efectos en la biota marina. Resulta de sumo interés para la conservación de las especies estudiar el impacto que generan los microplásticos en los organismos, especialmente en las especies claves de las cadenas tróficas, como pueden ser los erizos de mar. Con el objetivo de aportar datos a la gran incógnita del destino de los plásticos en el medio marino que permitan predecir el impacto ecológico futuro, se ha estudiado la presencia de microplásticos en el tracto digestivo/intestinal y en las gónadas de erizos de mar de la especie *Diadema africanum* recogidos en dos zonas de la costa del sureste de Tenerife (Islas Canarias, España), concretamente en la Playa de Tajao y Playa Grande. Los resultados mostraron la presencia de microplásticos en el 100% de los ejemplares analizados, hallándose microplásticos en ambos órganos, con una abundancia promedio de  $9 \pm 3$  y  $11 \pm 4$  ítems/individuo, para la primera y segunda playa, respectivamente, con un tamaño comprendido entre 110 y 4867  $\mu\text{m}$ . Los microplásticos encontrados fueron predominantemente microfibras (98,9%), de color azul y transparente, compuestos principalmente de celulosa (49%), aunque también se encontraron fibras de politereftalato de etileno y polipropileno.

**Palabras clave:** microplásticos, erizo de mar, *D. africanum*, biota marina, impacto ecológico.

***ABSTRACT***

---

The excessive use of plastics and the prevalence of microplastics in waters and, in general, in any environmental compartment, are raising concern about potential ecological impacts and effects on marine biota. It is of great interest for species conservation to study the impact of microplastics on organisms, especially on key species in food chains such as sea urchins. With the purpose of providing data to the highly unknown plastics' fate, which allows to predict their future ecological impact, the presence of microplastics in the digestive/intestinal tract and the gonads of sea urchins which belong to the *Diadema africanum* species from two areas of the southeast coast of Tenerife (Canary Islands, Spain), Playa de Tajao and Playa Grande has been studied. Results showed of the presence of microplastics in 100% of the analyzed specimens, finding microplastics in both organs with an average abundance of  $9 \pm 3$  and  $11 \pm 4$  items/individual, for the first and second of them, respectively, and a size ranging from 110 to 4867  $\mu\text{m}$ . The microplastics found were predominantly microfibrils (98.9%), blue and transparent, cellulose based (49%), although polyethylene terephthalate and polypropylene microfibrils were also found.

**Key words:** microplastics, sea urchin, *D. africanum*, marine biota, ecological impact.



## 1. INTRODUCCIÓN

Desde la primera síntesis de plásticos hace aproximadamente un siglo, el plástico ha cambiado el modo de vida del ser humano hasta convertirse en un material imprescindible, incluso omnipresente, en todo el planeta (Hahladakis *et al.*, 2018). A día de hoy, ha llegado a sustituir en gran medida al uso de otros materiales como la madera, el vidrio, el metal, etc. en muchas aplicaciones como el transporte, la salud y la industria alimentaria, entre otros.

Los plásticos son macromoléculas (polímeros, generalmente orgánicos) formadas por la unión mediante enlaces covalentes de una o más unidades simples, los monómeros. Pueden ser *termoplásticos*, con capacidad para ser moldeados varias veces por calentamiento y, por tanto, reciclados, o *termoestables*, que no pueden ser reciclados, pues una vez calentados no pueden volver a cambiar de forma (Crawford & Quinn, 2017).

Los polímeros que conforman los plásticos, comparten ciertas propiedades que les hace especialmente útiles para una gran variedad de aplicaciones, como su baja densidad y ligereza, gran maleabilidad, alta impermeabilidad, baja conductividad eléctrica y térmica, así como la resistencia a la corrosión y a diferentes compuestos químicos. Estas características, junto con su carácter polivalente, duradero y económico, han sido el motivo del gran aumento de su demanda (Hahladakis *et al.*, 2018), provocando que la producción mundial de plásticos haya llegado a los 368 millones de toneladas en 2019, según los datos más recientes disponibles, siendo China el país de mayor producción mundial, con el 31% de la producción (PlasticsEurope, 2020). En la Figura 1 se muestra la distribución, en porcentaje, de los polímeros plásticos más utilizados en 2019 y el uso al que se destinan.

Sin embargo, esta producción y consumo tan diversa y desmesurada de materiales plásticos ha llevado a la producción de grandes cantidades de residuos, principalmente debido a la corta vida útil de muchos de estos productos (Bergmann *et al.*, 2015). A pesar de la recogida de residuos plásticos para su tratamiento, a través de su recuperación energética, reciclado y depósito en vertederos, una parte importante acaba en el medio ambiente donde se acumula en muchas zonas, contaminando una gran cantidad de hábitats terrestres, de aguas dulces y marinos. En concreto, en el medio marino, al que aproximadamente llega cada año un 10% de los plásticos que se producen en el mundo (Waring *et al.*, 2018), se estima que el 60–80% de todas las basuras marinas son plásticos, y que incluso, podrían constituir más del 90% de los residuos que se acumulan en las costas, la superficie del mar y el fondo marino (Bergmann *et al.*, 2015).



**Figura 1.** Distribución de los polímeros plásticos más utilizados en 2019, y el uso al que se destinan.  
Fuente: Elaboración propia basada en los datos de PlasticsEurope, 2020.

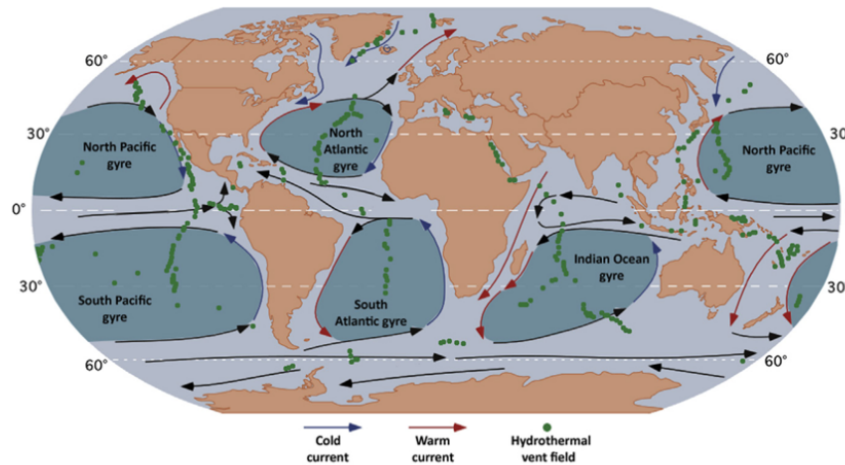
### 1.1. El plástico en el medio marino

La presencia de residuos de origen antropogénico y, en particular, de plástico, flotando en los océanos fue reportada en los años 70 (Venrick *et al.*, 1973). Desde entonces, la llegada de estos residuos al medio marino ha sido objeto de diversas investigaciones. En la actualidad, se estima que en torno al 70-80% de los plásticos en el océano proceden de fuentes terrestres, y un 20-30% de fuentes marinas (Li *et al.*, 2016; Lebreton *et al.*, 2018). Las fuentes terrestres principales son, el uso recreativo de la costa, la basura pública en general, industrias, puertos y vertederos sin vigilancia situados cerca de las costas, aguas residuales, pérdida accidental de los mismos, llegando una gran parte a través de los ríos. Entre las fuentes marinas, se encuentran principalmente la actividad pesquera (redes, aparejos y barcos abandonados), transporte marítimo comercial, transbordadores y transatlánticos, embarcaciones de recreo, e instalaciones en alta mar como plataformas y emplazamientos de acuicultura, entre otros (Bergmann *et al.*, 2015).

Una vez en los océanos la acumulación y distribución de los plásticos está sujeta, por regla general, a los patrones de viento y a las corrientes oceánicas superficiales. Debido a la flotabilidad y durabilidad de muchos de ellos, estos son transportados largas distancias y, como resultado, tienden a acumularse en los giros oceánicos, reuniendo grandes concentraciones en el centro de las cuencas oceánicas (ver Figura 2) (Eriksen *et al.*, 2014).

Actualmente, en las cuencas del hemisferio sur (menos pobladas) se han encontrado cantidades de plástico del mismo orden de magnitud que en el hemisferio norte, por lo que

parece que la contaminación se desplaza más fácilmente entre los giros oceánicos y los hemisferios de lo que se suponía hasta ahora (Eriksen *et al.*, 2014). La mayor acumulación de plástico en aguas superficiales, se encuentra en la cuenca oceánica del Pacífico Norte, conocido como “Gran Parche de Basura del Pacífico”. Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre en esta cuenca del Pacífico, caracterizada por contener desechos plásticos de gran tamaño, en el resto de cuencas oceánicas estas acumulaciones de basura marina suelen contener partículas plásticas de menor tamaño (Lebreton *et al.*, 2018).



**Figura 2.** Imagen de los 5 giros oceánicos (Giro del Atlántico Norte, Giro de Atlántico Sur, Giro del Pacífico Norte, Giro del Pacífico Sur y Giro del Océano Índico) y las principales corrientes transportadoras (indicadas con flechas).  
Fuente: Crawford & Quinn, (2017).

## 1.2. Los microplásticos

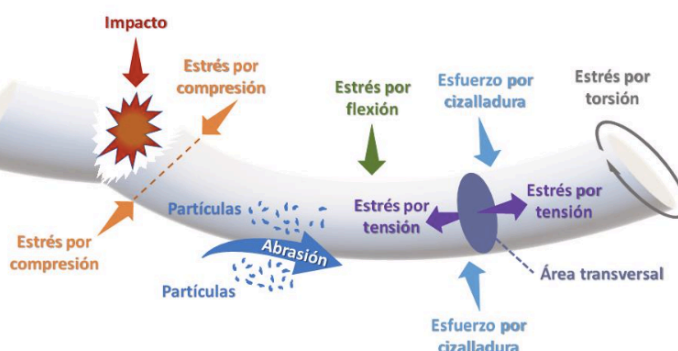
Los materiales plásticos se pueden clasificar, atendiendo a su tamaño, en distintas categorías. Una de las clasificaciones más usada y estandarizada, es la mostrada en la Tabla 1, que denomina *microplásticos* a las partículas plásticas de tamaño comprendido entre 5 mm y 1  $\mu\text{m}$ , a lo largo de su dimensión más larga, definido así por el Comité Directivo del Programa de Desechos Marinos de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA).

**Tabla 1.** Clasificación estandarizada de los materiales plásticos en función de su tamaño.  
Fuente: Crawford & Quinn, (2017).

Categoría	Tamaño
Macroplástico	$\geq 25$ mm
Mesoplástico	$< 25 - 5$ mm
Microplástico	$< 5$ mm – 1 $\mu\text{m}$
Nanoplástico	$< 1$ $\mu\text{m}$

Los microplásticos también se pueden clasificar según su origen, en base a la cual se les denomina microplásticos *primarios* o *secundarios*. En general, se considera microplásticos primarios a aquellos que son fabricados con ese tamaño, entrando en esta categoría las pequeñas *microperlas esféricas* o *microbeads* usadas en cosmética, productos de cuidado personal, exfoliantes dérmicos y agentes de limpieza (Leslie, 2014), las granzas o *pellets*, que son pequeños gránulos de plástico fabricados con el fin de fundirlos y moldearlos para fabricar artículos plásticos de mayor tamaño (Leslie *et al.*, 2011).

Los microplásticos secundarios, son trozos irregulares de plástico originados involuntariamente por la fragmentación o degradación de plásticos de mayor tamaño, los *macroplásticos* (tamaño superior a 25 mm) o los *mesoplásticos* (tamaño comprendido entre 5 y 25 mm) (Crawford & Quinn, 2017). Esta degradación se produce en el medio marino a consecuencia de procesos abióticos y bióticos, y la velocidad de degradación depende de los diversos hábitats marinos en los que se encuentren, como en las playas, la superficie del mar, la columna de agua o el fondo marino, donde están expuestos a diferentes condiciones ambientales que aceleran o desaceleran su degradación (Bergmann *et al.*, 2015). La degradación abiótica puede ser provocada por procesos de fotooxidación (debido a la radiación ultravioleta), termooxidación (favorecido por las altas temperaturas), oxidación atmosférica (debido al oxígeno u otros contaminantes atmosféricos), y por degradación mecánica (debido a las corrientes marinas, el oleaje, el viento, o colisiones), que causa abrasiones, torsiones, tensiones (ver Figura 3), que acaban fragmentando los plásticos (Cooper & Corcoran, 2010).

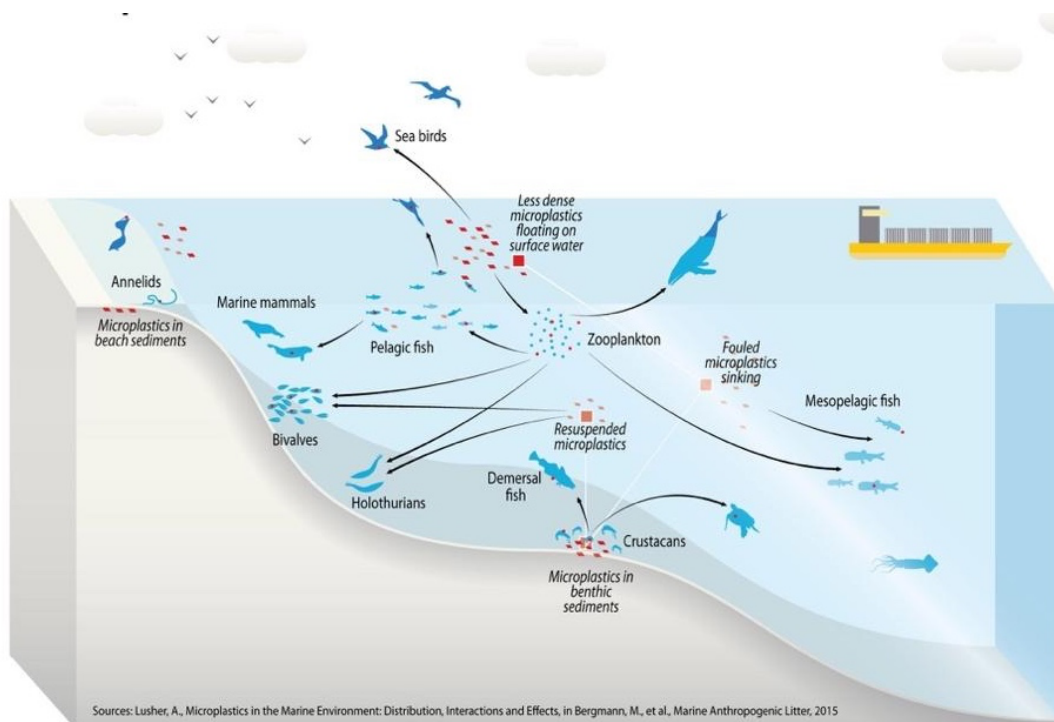


**Figura 3.** Formas de estrés causado por procesos mecánicos sobre una pieza de plástico. Fuente: Imagen modificada obtenida de Crawford & Quinn, (2017).

En cuanto a los procesos bióticos, los plásticos pueden ser degradados o alterados ligeramente por ciertos microorganismos que se adhieren a los mismos. Muchos de ellos acaban recubriéndolos y creando un *biofouling* que finalmente libera enzimas o ácidos. Cabe

destacar que estos procesos se producen en una insignificante proporción en comparación con los procesos de degradación abiótica (Bergmann *et al.*, 2015).

En el medio marino, las propiedades de cada plástico, como su densidad, forma, y grado de degradación, hace que finalmente tengan unas características que determinen su destino, pudiendo ser transportados, acumularse en los sedimentos costeros, hundirse y acumularse en los sedimentos bentónicos (Reinold *et al.*, 2020), retener contaminantes (Fu *et al.*, 2021), o incluso ser ingeridos por organismos marinos (Figura 4), pudiendo presentar riesgos para los seres vivos y el medio ambiente (Bour *et al.*, 2018a). Cabe señalar que, cuanto más pequeñas son las partículas de plástico, mayor es la disponibilidad en las cadenas tróficas, suponiendo un mayor riesgo.



**Figura 4.** Interacciones de los microplásticos en el medio marino y entrada a la red trófica. Fuente: Lusher, (2015).

### 1.3. Microplásticos en organismos marinos

El primer hallazgo de la ingestión de plásticos por un organismo marino se produjo en 1968. Se trataba de una tortuga laúd, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) (Mrosovsky *et al.*, 2009), que se convirtió en un fenómeno cada vez más común a partir de la década de 1970, como comienzan a reportar numerosos artículos hasta la fecha, en diferentes especies de peces, mamíferos marinos, e invertebrados (ver Tabla 2 del Anexo 1).

El hecho de que los microplásticos puedan ser ingeridos por los organismos, plantea la necesidad de llevar a cabo investigaciones urgentes sobre los impactos físicos y químicos que pueden ser acumulativos a nivel poblacional. Diversos artículos informan ya sobre

algunos efectos producidos a consecuencia de la ingestión de microplásticos, como una reducción del volumen estomacal, que conlleva una sensación de saciedad, limitando la ingesta de los alimentos y reduciendo así las reservas energéticas, con consecuencias para su supervivencia. Cabe destacar que la mayoría de los plásticos llevan *aditivos*, sustancias químicas añadidas durante su fabricación que les proporcionan diferentes propiedades (como resistencia a la degradación) y que pueden migrar a su entorno, actuando como disruptores endocrinos si son ingeridos (Rochman *et al.*, 2014; Bour *et al.*, 2018b). Por otro lado, los microplásticos pueden adsorber contaminantes químicos disueltos en el agua, pudiendo transferir sustancias químicas tóxicas a los tejidos del organismo (Mato *et al.*, 2001; Teuten *et al.*, 2007). De esta forma, los microplásticos pueden actuar como vectores para la introducción de contaminantes en las cadenas tróficas, si bien esto es un hecho que todavía se debe estudiar en mayor profundidad (Koelmans, 2015). En este contexto, uno de los primeros pasos para llegar a identificar todos los riesgos ecológicos y que esto conlleva, es el estudio de la ingestión de microplásticos por especies acuáticas, en especial, las especies que son clave en las cadenas tróficas o de los primeros eslabones que las conforman, ya que muchos de los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) que quedan absorbidos en los microplásticos pueden llegar a bioacumularse y distribuirse fácilmente a través de las redes tróficas (Fiedler, 1998; Crawford & Quinn, 2017).

La mayoría de los estudios de ingestión de microplásticos se han centrado en peces, principalmente especies destinadas al consumo humano (ver Tabla 2 del Anexo 1), como en Rochman *et al.*, (2015). En general, los invertebrados son unos de los grupos menos estudiados en este sentido, y son unos de los eslabones más bajos en la red trófica, por lo que sería conveniente estudiarlo, pues los datos son limitados. Uno de los organismos invertebrados clave en las cadenas tróficas son los erizos de mar. Se trata de organismos bentónicos que sirven como nicho esencial en los ecosistemas bentónicos poco profundos, y que tienen un papel crucial en la circulación de materiales y flujo de energía de muchos ecosistemas costeros, además de ser un importante recurso marisquero (Dethier *et al.*, 2019).

El erizo de mar *Diadema africanum* Rodríguez, Hernández, Clemente & Coppard, 2013 (ver Figura 5), es una especie que se encuentra en las islas del Atlántico oriental, desde la isla de Madeira hasta el golfo de Guinea (Hernández *et al.*, 2008). Es endémica de la región Macaronésica, con grandes poblaciones en las islas de Madeira y Canarias (Rodríguez *et al.*, 2013). Es un macroherbívoro ramoneador muy voraz, de gran importancia ecológica en los arrecifes rocosos tropicales y subtropicales, pues se alimenta principalmente de algas, reduciendo drásticamente la abundancia de macroalgas en muchas ocasiones, dando lugar a

los denominados *blanquizales* o *urchin barrens*, fondos desiertos desprovistos de vegetación (Tuya *et al.*, 2007). En las Islas Canarias habitan también otras especies de erizo de mar como *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758) y *Paracentrotus lividus* (Lamarck 1816), siendo *D. africanum* la especie más activa y de mayor tamaño, y es por ello que ha sido elegida para la realización de este estudio. La mayor actividad la realizan durante las noches, dejando su refugio en búsqueda de alimento y se suelen encontrar a una profundidad de entre 1 y 10 m formando colonias en los fondos rocosos infralitorales (Moro *et al.*, 2003), aunque se han llegado a encontrar ejemplares a 50 m de profundidad (Tuya *et al.*, 2007). Es una especie que se reproduce de manera continua, manteniendo la población constante y permanente durante todo el año (Cabanillas-Terán *et al.*, 2015). Estas características biológicas y ecológicas como el tamaño, la movilidad y las preferencias alimentarias, hacen que jueguen un papel principal en las comunidades epibentónicas, y en la estructura general de las comunidades costeras.



**Figura 5.** Imagen de un ejemplar de erizo de mar *D. africanum*. Fuente: elaboración propia.

En el caso particular de las Islas Canarias, son susceptibles a la llegada de plástico debido al giro oceánico del Atlántico Norte, donde se acumula una alta concentración de desechos plásticos (Law *et al.*, 2010), y cuya corriente principal pasa por las Islas Canarias, los arrastra y dirige al Archipiélago Canario. Por otro lado, los vientos alisios también podrían traer residuos del continente africano a las mismas. Esta contaminación se ha reportado en Canarias en playas de Fuerteventura, La Graciosa, Lanzarote (Edo *et al.*, 2019; Herrera *et al.*, 2018), Tenerife (Álvarez-Hernández *et al.*, 2019; Reinold *et al.*, 2020) y el Hierro (Hernández-Sánchez *et al.*, 2021). Para otras islas como La Palma y La Gomera, no existen datos publicados hasta ahora.

Pese a todos estos datos, existe una gran falta de información sobre la distribución de los plásticos en el océano, pues diversos artículos reportan la observación de una cantidad muy inferior a la que cabría esperar en la superficie del mar (Teuten *et al.*, 2007; Lebreton

*et al.*, 2018). Es por ello que, conocer la ingesta de microplásticos por organismos marinos, ayudaría a esclarecer una parte de esta gran incógnita, y poder conocer sus repercusiones futuras para los seres vivos, los ecosistemas y la salud.

## 2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es estudiar la presencia de microplásticos en el tracto digestivo/intestinal y las gónadas en la especie de erizo de mar *D. africanum* de la isla de Tenerife, así como clasificar los microplásticos encontrados en base a su forma, tamaño y color. Como objetivos secundarios se han establecido el estudiar la relación entre los microplásticos encontrados con ciertas características biológicas de los organismos, y con la zona de muestreo, y determinar la composición química de los mismos mediante espectroscopia Raman.



### 3. MATERIAL Y MÉTODOS

#### 3.1. Muestreo

Se recogieron ejemplares de erizo de mar *D. africanum* en dos zonas costeras de la isla de Tenerife (Islas Canarias, España), teniendo en cuenta la distribución de la especie y la cantidad de microplásticos en costa documentada en ambas zonas. Se recolectaron, 20 ejemplares de la Playa de Tajao ( $28^{\circ}6'47.15''\text{N}$ ;  $16^{\circ}27'48.49''\text{O}$ ), en octubre de 2020, y 13 de Playa Grande (Arico) ( $28^{\circ}9'12.59''\text{N}$ ;  $16^{\circ}25'45.63''\text{O}$ ), en enero de 2021 (ver Figura 6), manualmente, mediante buceo autónomo, a una profundidad de entre 7 y 11 metros, con una red de buceo, que fueron transferidos a una caja para ser transportados al laboratorio. En el laboratorio, se almacenaron a  $-20^{\circ}\text{C}$  antes de su posterior procesamiento y análisis.



**Figura 6.** Localización de las Islas Canarias y de las playas de Tenerife donde se realizó la recogida de ejemplares de erizo de mar *D. africanum*, y la visualización por satélite (Google Earth Pro) de las dos playas. A) Playa Grande (Arico). B) Playa de Tajao.

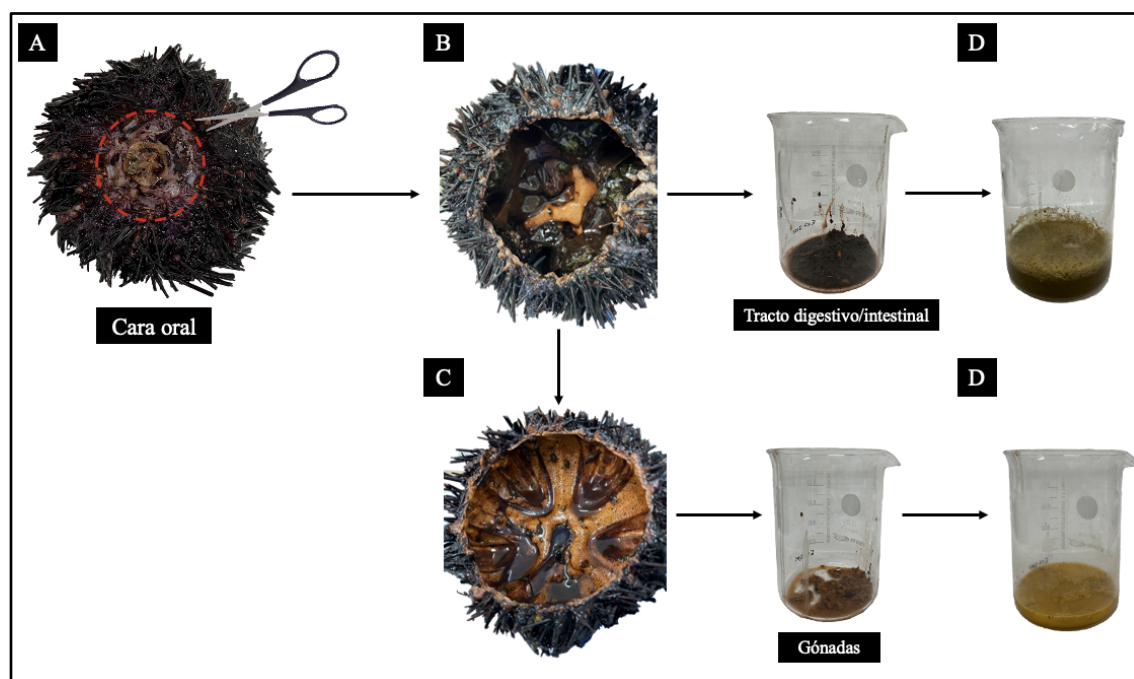
#### 3.2. Tratamiento de las muestras

##### 3.2.1. Disección y digestión de las muestras

Una vez descongeladas las muestras, se lavaron los erizos de mar con agua Milli-Q previamente filtrada para eliminar posibles microplásticos depositados en su superficie. Se

cortaron las púas y se midió la longitud total de cada erizo desde el hemisferio oral al aboral con un calibre vernier. La disección se realizó mediante un corte poco profundo alrededor de la boca en forma de circunferencia, cortando la pared exterior cuidadosamente con tijeras de disección, para evitar dañar el tejido interno. El tracto digestivo/intestinal se extrajo con pinzas metálicas y, a continuación, se extrajeron las cinco gónadas. Las muestras se colocaron inmediatamente en vasos de precipitados limpios y secos, y se cubrieron con vidrios de reloj y papel de aluminio para minimizar el riesgo de contaminación. Una vez separados, se determinó el peso de cada órgano en una balanza de precisión de 0,1 g y capacidad máxima de 80 g (Scaltec SBA 52).

Para facilitar la visualización de los microplásticos en la lupa binocular (NexiusZoom, Euromex) con cámara acoplada (Levenhuk M1400 Plus) es necesario aislarlos lo máximo posible, y para ello, las muestras fueron digeridas con  $H_2O_2$  al 33% (p/v), aproximadamente 10 mL/g de peso de muestra, a 60 °C en estufa (P-Selecta), durante 48 horas. La Figura 7 muestra el esquema general del procedimiento de disección y digestión.



**Figura 7.** Esquema del proceso de disección y digestión del erizo de mar. A) Corte en forma de circunferencia alrededor de la boca. B) Extracción del tracto digestivo/intestinal. C) Extracción de las cinco gónadas. D) Ambas muestras tras añadir  $H_2O_2$  al 33% (p/v).

### 3.2.2. Extracción de microplásticos

Las muestras de gónadas digeridas se filtraron a través de un filtro de malla de acero inoxidable de 50  $\mu m$  de haz de luz en un sistema de filtración a vacío equipado con un

embudo Büchner (Duran®) para separar los microplásticos de la matriz digerida. A continuación, el filtro se depositó en una placa Petri de vidrio para su posterior visualización al microscopio estereoscópico o lupa binocular. Con el objeto de facilitar la total separación de los microplásticos, a la fracción insoluble que queda en el fondo del vaso de precipitados, se añadieron 100 mL de una disolución saturada de NaCl (350 g/L), dejando decantar durante 30 minutos para permitir la sedimentación de las partículas inorgánicas, quedando los microplásticos en el sobrenadante, el cual se volvió a filtrar con un nuevo filtro. Esta etapa de separación por densidad y filtración se llevó a cabo dos veces para garantizar un mejor rendimiento de la extracción.

El proceso que se llevó a cabo para las muestras de tracto digestivo/intestinal fue distinto debido a su gran contenido en sedimentos y restos de materia orgánica, que impidieron la posterior visualización de las muestras filtradas a la lupa. Con el objetivo de obtener filtrados lo más limpios posible, la disolución de digestión fue transferida a varios tubos de centrifuga de vidrio y se centrifugó durante 10 minutos a 4000 rpm. El sobrenadante resultante se filtró y se depositó en una placa Petri de vidrio.

A la fracción insoluble del fondo del vaso de precipitados – al igual que en las gónadas – se añadieron unos 200 mL de disolución saturada de NaCl (350 g/L), se distribuyó en los tubos de centrifuga anteriores para centrifugarse de nuevo durante 10 minutos y filtrar el sobrenadante, para extraer todas las partículas posibles. Una vez más, el paso de separación por densidad de las muestras de tracto digestivo/intestinal se realizó dos veces.

### ***3.2.3. Observación e identificación de microplásticos***

Cada filtro se examinó visualmente bajo el microscopio estereoscópico, siendo el límite de visualización de 50  $\mu\text{m}$ . Se contaron, fotografiaron y midieron con el software Levenhuk Lite todas las partículas que se sospecharon que eran plásticas. Se siguió la clasificación propuesta por Crawford & Quinn, (2017) basándose en el tamaño, color y apariencia (ver Tabla 3 del Anexo 2), pero en este caso, las partículas alargadas con un tamaño comprendido entre 1  $\mu\text{m}$  – 5 mm se denominaron microfibras al ser la denominación más común en la bibliografía. Para identificar las microfibras plásticas se priorizó la forma colorida y uniforme de las mismas (Barrows *et al.*, 2018).

Para determinar la composición de las microfibras, 21 de ellas fueron examinadas, por microscopía Raman, mediante un sistema micro-Raman Renishaw InVia, equipado con un láser de 785 nm y un objetivo 50X. Los espectros fueron adquiridos con tiempos de

integración de entre 10 y 60 segundos dependiendo del nivel de ruido encontrado para cada microfibras particular. El análisis e identificación espectral se centró en la región en torno a  $1100\text{ cm}^{-1}$ . Todos los espectros fueron sustraídos de fondo mediante funciones polinómicas de grado 1 siempre que fuese posible, o superior si presentasen un fondo no lineal. La identificación de microplásticos fue realizada en dos pasos, en primer lugar mediante comparativa con una biblioteca extensa de espectros Raman de polímeros (Spectral ID, Thermo Fisher), sin embargo, dado que dicha biblioteca no proporciona espectros adquiridos en las mismas condiciones experimentales que las del estudio, también se creó una base de datos propia adquirida en el mismo equipo y mediante las mismas condiciones experimentales, mediante la cual las identificaciones alcanzaron mayor grado de correlación.

### **3.3. Control de la contaminación y blancos de procedimiento**

Con objeto de delimitar la contaminación de las muestras se tomaron precauciones específicas durante todo el procedimiento. Para ello, se utilizaron batas de laboratorio de algodón, trajes de aislamiento y guantes de nitrilo desechables para tratar de disminuir la contaminación por partículas de plástico y fibras textiles sintéticas. Todo el material usado era de vidrio o de acero inoxidable, y se aplicaron protocolos de limpieza exhaustivos, lavando previamente a su uso con jabón, enjuagado con agua Milli-Q previamente filtrada (filtrada por el sistema Milli-Q,  $0,45\ \mu\text{m}$ ), calcinando el material a  $550\text{ }^{\circ}\text{C}$  en una mufla (Eurotherm) durante 4 horas, para la completa eliminación de las partículas plásticas. Para evitar cualquier contaminación externa por microplásticos, las disoluciones utilizadas ( $\text{H}_2\text{O}_2$  y disoluciones saturadas de NaCl) se filtraron con un filtro de membrana de fluoruro de polivinilideno (PVDF) con un tamaño de poro de  $0,22\ \mu\text{m}$  (Durapore<sup>®</sup>) antes de su uso. La disección de los ejemplares se realizó sobre bandejas de acero inoxidable en una cámara de aislamiento (ver Figura 8), y el resto del procedimiento en cabina de flujo laminar, incluida la observación de los filtros bajo la lupa binocular.

Se realizaron también controles de la contaminación en suspensión del ambiente de laboratorio a través de blancos, colocando un filtro sobre la superficie de trabajo durante todo el procedimiento, así como blancos de procedimiento (un control por cada dos ejemplares analizados), realizando en este último caso todo el procedimiento con las mismas disoluciones sin muestras, incluido el calentamiento en estufa a  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ . En aquellos casos en los que se hallaron microfibras, estas fueron restadas a los resultados de dichos lotes de muestras, prestando especial atención a su color y tamaño.



**Figura 8.** Izquierda: material de disección junto a un ejemplar de *D. africanum* para ser diseccionado. Derecha: cámara de aislamiento utilizada para la disección de los ejemplares de erizo.

### 3.4. Análisis estadístico de los datos

El análisis de los datos se realizó con el software STATGRAPHICS Centurion 16.103. Se comprobó la normalidad de los datos mediante el Test de Saphiro – Wilk y la igualdad de la desviación estándar a través de la prueba  $F$  de Fisher. Se realizó la prueba  $t$  de Student para evaluar las diferencias en el número de microplásticos total, el número de microplásticos en tracto digestivo/intestinal y el número de microplásticos en gónadas, entre las dos zonas de muestreo. En el caso del tamaño de los microplásticos, dado que los datos no se aproximan a una distribución normal, se utilizó la prueba  $U$  de Mann – Whitney de muestras independientes para comparar el tamaño de los mismos entre las dos zonas de estudio. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías para evaluar el efecto del tipo de órgano y la zona de muestreo sobre la abundancia de microplásticos en los erizos de mar. También se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson para estudiar las relaciones entre la abundancia de microplástico y el tamaño (en longitud) de los erizos, así como para el peso de las gónadas y el peso del tracto digestivo/intestinal. Se estableció un intervalo de confianza del 95% para todas las pruebas. Todos los espectros de las microfibras de análisis Raman fueron comparados mediante cálculo del porcentaje de coincidencia.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Características de los erizos de mar

Se recogieron un total de 33 erizos de mar en dos zonas ubicadas en la costa del sureste de Tenerife (Playa de Tajao y Playa Grande), en las Islas Canarias (España), pero solo 26 fueron utilizados para el análisis de los datos. La longitud del esqueleto de los erizos desde la cara oral a aboral fue de 3 a 4,7 cm y el peso varió para las gónadas de 4 a 26,8 g y para el tracto digestivo/intestinal de 13,1 a 39,8 g. La Tabla 4 muestra las características de la zona de muestreo y el rango de longitud del esqueleto, peso de las gónadas y peso del tracto digestivo/intestinal de los ejemplares analizados.

**Tabla 4.** Tabla resumen de las características de la zona de muestreo y de los erizos de mar analizados.

Zona de muestreo	Orientación	Número de individuos	Longitud del esqueleto (cm)	Peso de las gónadas (g)	Peso del tracto digestivo/intestinal (g)
Playa de Tajo	sureste	13	3,0 – 4,0 ± 0,3 cm	4,0 – 14,6 ± 3,4 g	13,1 – 33,3 ± 6,5 g
Playa Grande	noreste	13	3,6 – 4,7 ± 0,3 cm	6,3 – 26,8 ± 6,2 g	17,1 – 37,8 ± 6,9 g

### 4.2. Abundancia y morfotipo de microplásticos en *D. africanum*

Se encontraron un total de 264 partículas plásticas en todos los 26 ejemplares de *D. africanum* analizados, siendo la tasa de detección total en ambas zonas del 100%. En cuanto a la forma de microplástico, la fibra es la forma dominante en todos los erizos de ambas zonas de muestreo, con un 98,9%, el resto fueron un fragmento, un film, una línea y 4 “marañas” o conjuntos de lo que también parecen ser multitud de fibras unidas.

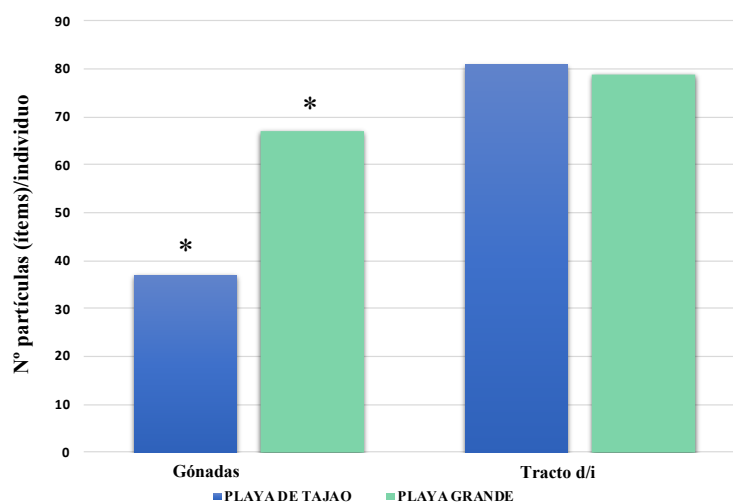
Tras realizar la prueba *t*- de Student para la comparación de medias de ambas zonas, una vez comprobada la normalidad de los datos y la igualdad de las desviaciones estándar, se pudo constatar una mayor abundancia de partículas en los erizos de PG en comparación con los de PT (*p* valor = 0,049) (Tabla 5).

**Tabla 5.** Tabla resumen de los datos del promedio de la abundancia y el tamaño de los microplásticos encontrados en los ejemplares analizados

Zona de muestreo	N° MP <sub>s<sub>t</sub></sub> (ítems/indv.)	N° MP <sub>s<sub>t</sub> d/i</sub> (ítems/indv.)	N° MP <sub>s<sub>g</sub></sub> (ítems/indv.)	Tamaño <sub>MP</sub> ( $\mu$ m)
Playa de Tajao	9 $\pm$ 3	6 $\pm$ 3	3 $\pm$ 2	1252 $\pm$ 780 $\mu$ m
Playa Grande	11 $\pm$ 4	6 $\pm$ 3	5 $\pm$ 3	1448 $\pm$ 1124 $\mu$ m

N° MP<sub>s<sub>t</sub></sub> (N° MPs totales), N° MP<sub>s<sub>t</sub> d/i</sub> (N° MPs tracto digestivo/intestinal), N° MP<sub>s<sub>g</sub></sub> (N° MPs gónadas).

Al analizar por separado cada órgano, se encontró que la abundancia de las partículas encontradas en las gónadas era significativamente mayor en los erizos de PG que en los de PT ( $p$  valor = 0,012). Sin embargo, no existían diferencias significativas en la abundancia de microplásticos encontrados en el tracto digestivo/intestinal entre los erizos de ambas zonas (Figura 9). Por otro lado, se obtuvo una mayor abundancia de partículas totales en el tracto digestivo/intestinal (160  $\pm$  3), que en las gónadas (104  $\pm$  3) ( $p$  valor = 0,003). Cabe añadir que no en todas las gónadas de los erizos de PT se encontraron partículas, solo en el 77% de los individuos analizados.



**Figura 9.** Abundancia de partículas plásticas representada en ítems/individuo en cada órgano por cada zona de muestreo. Tracto d/i, tracto digestivo/intestinal. (\*) Datos con diferencias significativas.

El análisis de la varianza (ANOVA) de dos vías mostró que solo el tipo de órgano influía en la abundancia de microplásticos, no encontrándose efectos interactivos entre el órgano y el sitio de muestreo (Tabla 6).

**Tabla 6.** Análisis de la varianza de dos vías para los efectos del órgano y la zona de muestreo en la abundancia de MPs en los erizos de mar.

Especie	Fuente	Abundancia de MPs (ítems/individuo)		
		<i>Gl</i>	<i>F</i>	<i>p</i> valor
<i>D. africanum</i>	Órgano	1	8,55	0,005
	Zona de muestreo	1	2,14	0,150
	Órgano*Zona de muestreo	1	2,79	0,101

Órgano\*Zona de muestreo significa el efecto interactivo del órgano y el sitio de muestreo; *Gl*: grado de libertad; *F*: el valor del estadístico *F*.

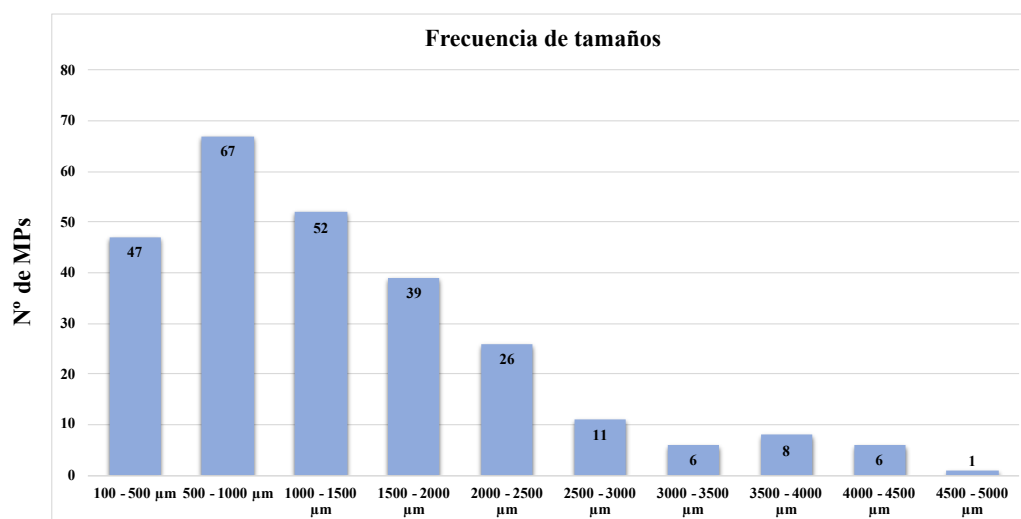
#### 4.3. Relación entre la abundancia de los microplásticos y las características biológicas de los ejemplares

Para explorar el efecto de la estructura fisiológica en la acumulación de microplásticos, se investigó la relación entre la abundancia de microplásticos y las características biológicas. La abundancia de microplásticos no está correlacionada con el tamaño del erizo (longitud, cm) ( $r: 0,014$ ,  $p$  valor  $> 0,05$ ), con el peso del intestino (g) ( $r: -0,135$ ,  $p$  valor  $> 0,05$ ), ni con el peso de las gónadas (g) ( $r: -0,367$ ,  $p$  valor  $> 0,05$ ).

#### 4.4. Tamaño, color y composición de los microplásticos encontrados en *D. africanum*

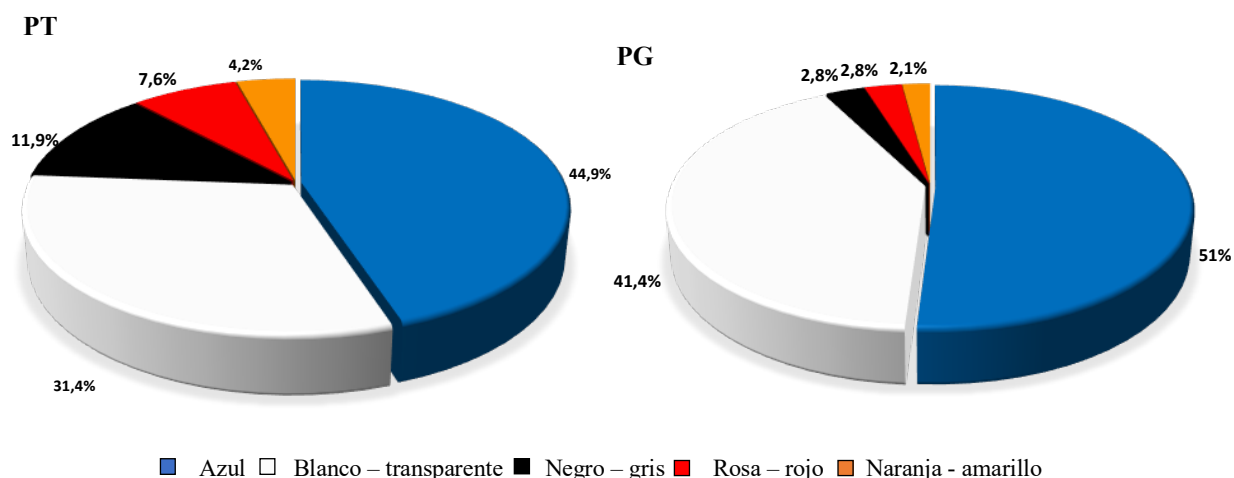
Al comparar los tamaños medios de los microplásticos encontrados entre las dos zonas de muestreo no se encontraron diferencias significativas entre ambas zonas. Al visualizar los microplásticos en todos los erizos de mar se encontró que el tamaño variaba de 110 a 4867  $\mu\text{m}$ , con el más pequeño encontrado en el intestino de uno de los erizos de PT, y el más grande en el intestino de uno de PG. La mayoría de las partículas encontradas tenían un tamaño comprendido entre 100 y 2000  $\mu\text{m}$ , encontrándose sobre todo entre 500 y 1000  $\mu\text{m}$  (Figura 10). También se encontraron 7 partículas de tamaño superior a 5000  $\mu\text{m}$ , y conjuntos de lo que parecen ser fibras, a modo de “maraña”, superior a los 5000  $\mu\text{m}$ , tal y como se indicó anteriormente.





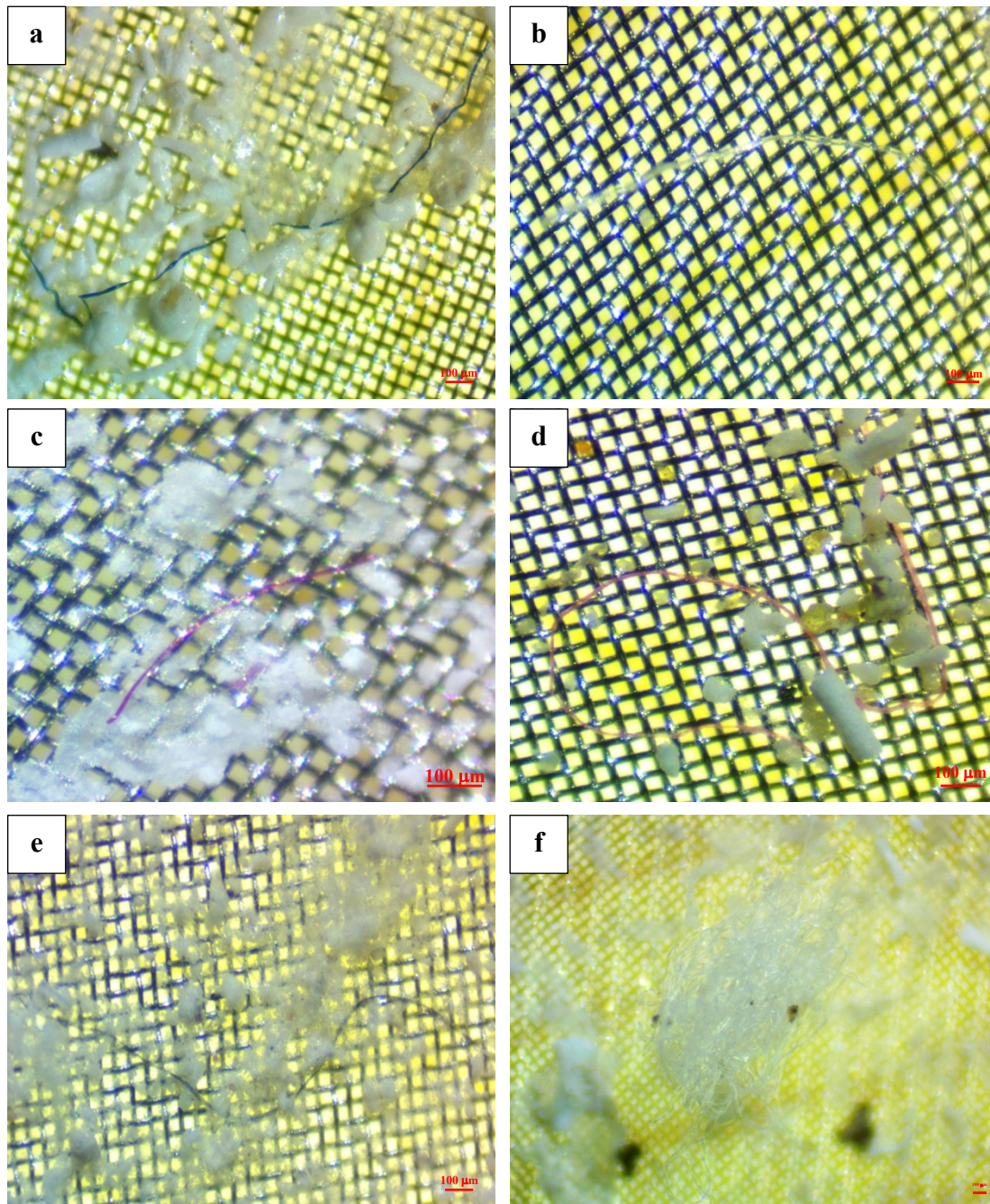
**Figura 10.** Distribución de la frecuencia de tamaños de los microplásticos encontrados en los ejemplares analizados.

También se calcularon las proporciones de color de los microplásticos. Se encontraron 5 colores de microplásticos en los erizos de ambas zonas de muestreo, siendo el color azul y el blanco – transparente los colores predominantes, que representan un 44,9 % y un 31,4% para PT, y un 51% y 41,4% para PG, respectivamente (Figura 11).



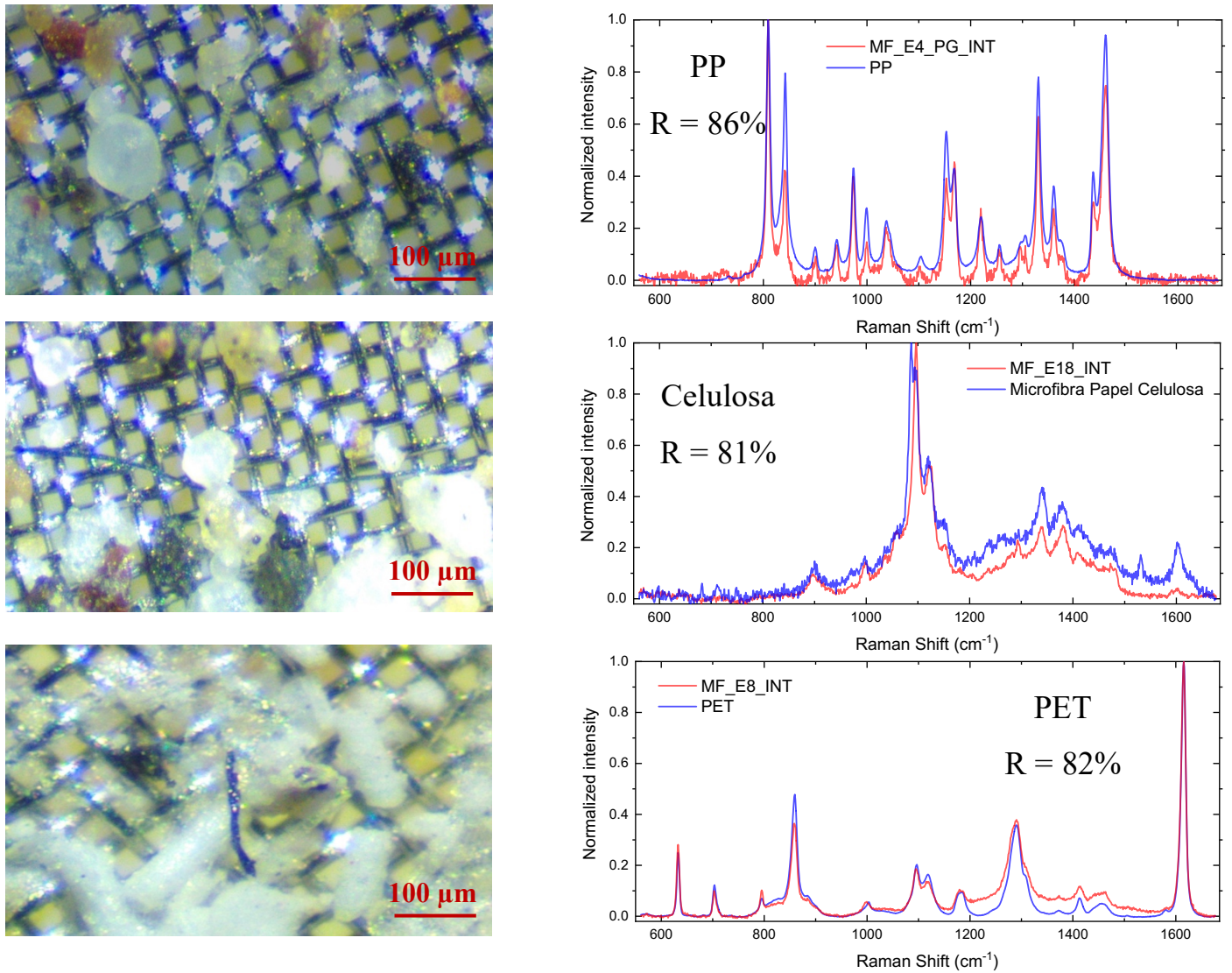
**Figura 11.** Distribución de colores de los microplásticos encontrados en *D. africanum*, en PT (Playa de Tajao) y PG (Playa Grande).

La figura 12 muestra algunas imágenes de las microfibras encontradas en los ejemplares analizados.

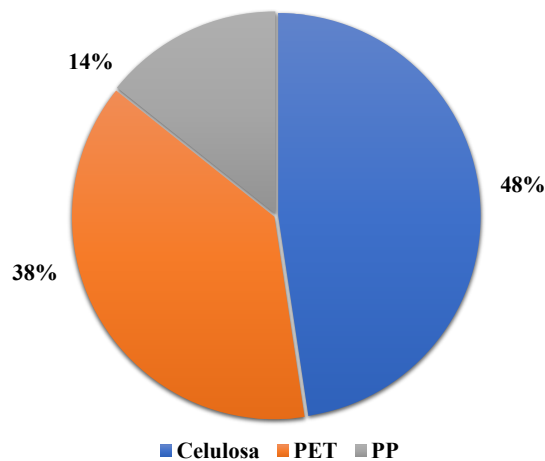


**Figura 12.** Fotografías de algunas microfibras encontradas en los ejemplares de *D. africanum*, obtenidas con el software *Levenhuk Lite*. a. Fibra azul; b. Fibra transparente; c. Fibra rosa; d. Fibra naranja; e. Fibra negra, f. “maraña” de fibras transparentes. La barra de escala son 100 µm.

Además del morfotipo y el color, también se identificaron los tipos de polímeros de los microplásticos en los erizos de mar (Figura 13). La composición de 21 de las fibras analizadas (el 36,8% del total), fue determinada con más de un 70% de coincidencia (*matching*) con los espectros de los polímeros de referencia de la librería. De las 21 microfibras encontradas, un 49% eran fibras de celulosa, un 38% de politereftalato de etileno, y un 14% de polipropileno (Figura 14).



**Figura 13.** Izquierda: fotografías obtenidas con el software *Levenhuk Lite* de algunas microfibras de los erizos de mar analizadas. Derecha: espectros correspondientes de los polímeros identificados por espectroscopía Raman de las microfibras analizadas, con el porcentaje de coincidencia entre el espectro del polímero encontrado y el espectro de la librería. Los espectros de la muestra están dibujados en naranja y los espectros de referencia de la librería en azul.



**Figura 14.** Distribución en porcentaje de los polímeros identificados.

## 5. DISCUSIÓN

El erizo de mar *D. africanum* se encuentra en grandes densidades (llegando incluso a 12 individuos/m<sup>2</sup>) en toda la isla debido a la sobrepesca de sus depredadores y a áreas marinas que quedan protegidas de la acción de las olas (Rodríguez *et al.*, 2013), pero las mayores densidades se suelen encontrar en la cara norte, aunque también en el suroeste, al crearse una zona de calma por los vientos alisios en ese punto de la isla (Hernández-Marrero & Cabrera-Castro, 2015). Esta especie fue escogida para el presente estudio debido a que tiene un tamaño superior al de otras especies de erizos de mar que habitan en las Islas Canarias, como por ejemplo *P. lividus*, lo que facilitaba el procedimiento de disección y la visualización de los microplásticos, a que tiene cierta actividad nocturna en busca de alimento, en vez de estar refugiada en el mismo sitio, y su modo de alimentación raspando las superficies y ramoneando el fondo, por lo que reflejaría mejor las condiciones de su entorno, y debido a su gran abundancia en toda la isla.

Las dos playas escogidas para el muestreo de los ejemplares se encuentran ubicadas en el sur de la isla. De PT, con orientación sureste, no se ha reportado en la bibliografía ningún dato sobre la presencia de microplásticos en esta zona. Sin embargo, PG (Arico), orientada hacia el noreste, como señalan algunos autores como Álvarez-Hernández *et al.*, (2019), presenta una cantidad elevada de microplásticos en arena, superior al resto de playas de Tenerife estudiadas.

En este estudio, de los 33 ejemplares recogidos inicialmente, solo se han reflejado en los resultados los datos correspondientes a 26 ejemplares, dado que el resto se utilizaron para la puesta a punto de la metodología. Se siguieron diversos métodos reportados en otros estudios sobre la presencia de microplásticos en erizos de mar (ver Tabla 7 del Anexo 1), cuyos resultados no permitían la posterior visualización de los microplásticos a la lupa binocular debido a la gran cantidad de restos orgánicos y sedimentos que quedaban en el filtrado. Finalmente, en este caso, para la especie de erizo de mar *D. africanum* se obtuvo un mejor resultado mediante una variación de los diversos protocolos propuestos en la bibliografía. Se encontró que la disolución de digestión más efectiva para llevar a cabo la digestión de las muestras era H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a una concentración del 33% (p/v), 60 °C durante 48 horas sin que hubiera riesgo de dañar la integridad de los polímeros plásticos, pues como señalan Karami *et al.*, (2017) algunas disoluciones como las de KOH o HNO<sub>3</sub> a alta temperatura son más agresivas y disminuyen la eficiencia de recuperación de los microplásticos.

En general, apenas existen estudios sobre la ingestión o presencia de microplástico en erizos de mar, siendo este el primer estudio sobre contaminación por microplásticos en erizos de mar en España. En la Tabla 7 (Anexo 1) se comparan las publicaciones existentes sobre la presencia de microplástico en erizos de mar, mostrándose el tratamiento de las muestras, el promedio del número de microplásticos/individuo, el tipo de microplástico, el color y la composición. La alta tasa de detección de microplásticos (100%) en los erizos de mar encontrada en este estudio, indica que el submareal rocoso de las zonas costeras del sureste de Tenerife parece estar comúnmente contaminado por microplásticos. La abundancia media de microplásticos en los erizos de mar de PT fue de  $9 \pm 3$ , y de  $11 \pm 4$  en los de PG, que era mucho más alta que en los erizos de mar de la costa del norte de China, siendo este el único estudio de las gónadas y el tracto digestivo/intestinal de erizos de mar publicado hasta la fecha. La abundancia media de microplásticos en el tracto digestivo/intestinal de ambas zonas de estudio fue de  $6 \pm 3$ , siendo también superior que en el tracto digestivo/intestinal analizado en el resto de estudios de erizos de mar, expuesto en la Tabla 7 (Anexo 1).

Sobre la distribución de los microplásticos en los diferentes órganos de erizo de mar los datos son muy escasos. En este estudio, se ha encontrado que el tracto digestivo/intestinal acumula más microplástico en comparación con las gónadas, coincidiendo con lo publicado por Feng *et al.*, (2020), por lo que parece ser que es el principal órgano que acumula microplásticos en los erizos de mar. La mayoría de investigaciones sobre la ingestión y presencia de microplásticos en organismos marinos suele estudiarse únicamente en el tracto digestivo/intestinal, o en el caso de los invertebrados, en todos los órganos de manera conjunta, sin estudiar su distribución en distintos órganos o tejidos blandos. Es importante estudiar la distribución de los microplásticos dentro de los organismos, puesto que podría existir una posible transferencia de microplásticos entre distintos tejidos u órganos o implicar distintas vías de entrada de los mismos en el organismo.

El tamaño de los microplásticos encontrados fue de 100 a casi 5000  $\mu\text{m}$ , con un gran número de microplásticos con un tamaño superior a 1000  $\mu\text{m}$ . Incluso en las gónadas el mayor tamaño llegó a ser de 3936  $\mu\text{m}$ , y el menor de 167  $\mu\text{m}$ . Cabe destacar, que además se encontraron algunas partículas con un tamaño superior a 5000  $\mu\text{m}$ , que ya no entrarían en la definición de microplásticos, y conjuntos de fibras unidas (“marañas”). Resulta difícil pensar que, partículas de ese tamaño puedan atravesar el tracto digestivo/ intestinal, pues como sugieren Hussain *et al.*, (2001) o Hesler *et al.*, (2019), solo las nanopartículas podrían atravesar los enterocitos, e incluso las nanopartículas más grandes (alrededor de 1000 nm)

no favorecen la absorción intestinal. Encontrar partículas tan grandes en las gónadas podría deberse a que en realidad estuvieran en la superficie de las mismas, en lugar de dentro de ellas, y, como especulan Feng *et al.*, (2020), es probable que se deba a que estas partículas se encuentren en el líquido celómico, que llena toda la cavidad corporal de los erizos de mar. De ser así, puede que la vía de entrada de estos microplásticos que aparecen en las gónadas sea a través de otros órganos respiratorios, como las branquias peristomales o los pies ambulacrales (Leddy & Johnson, 2000), pero ha de probarse en investigaciones futuras.

La abundancia de microplásticos fue mayor en los erizos de PG que en PT, diferenciándose principalmente en el número de microplásticos encontrados en gónadas. Aunque en la Tabla 4 se puede apreciar que los erizos de mar de PG son más grandes que los de PT, tanto en la longitud de los erizos como en peso de las gónadas y tracto digestivo intestinal, no se encontró correlación entre la abundancia de microplásticos con ninguna de las características biológicas, pese a la gran variabilidad de los datos del peso de las gónadas y el peso del tracto digestivo/intestinal. Y el ANOVA de dos vías mostró que no existen efectos interactivos entre la zona de muestreo y el tipo de órgano, por lo que se necesitan más estudios con un mayor número de muestras, que aporten más información para sacar conclusiones en este sentido.

PG, como se ha mencionado anteriormente, se conoce que tiene una alta contaminación de microplásticos en arena, y es una playa que se encuentra abierta y expuesta a las corrientes y vientos dominantes del mar abierto (corriente del Golfo), pero, además también puede recibir residuos de las propias costas del sureste de Tenerife, ya que la corriente principal de Canarias que se dirige hacia el sur pasa también cerca (Reinold *et al.*, 2020). Por otro lado, según el último informe realizado en 2017 por el Gobierno de Canarias (Informe final: Censo de vertidos desde tierra hacia el Mar en Canarias), en Tenerife se encuentran 172 puntos de vertidos desde tierra al mar, 4 de ellos en la zona de El Porís, cerca de PG (Arico), mientras que cerca de la PT no se encuentra ninguno (Figura 15). La gran presencia de microplástico en los erizos de mar podría estar relacionado con la ubicación de estos vertidos, sin embargo, al no haber estudios precedentes, no se pueden extraer datos que permitan conocer si la contaminación por estos vertidos tiene verdadera influencia.



**Figura 15.** Ubicación de los vertidos desde tierra hasta el mar en Tenerife. Rojo: no autorizado; amarillo: no autorizado-en trámite; naranja: no autorizado-tramitación vencida; verde: autorizado. A. Playa Grande. B. Playa de Tajao. Fuente: Gobierno de Canarias (Informe final: Censo de vertidos desde tierra hacia el mar en Canarias, 2017).

En cuanto a las características de los microplásticos encontrados, el color predominante fue el azul, coincidiendo con lo existente en la bibliografía, tanto en erizos de mar (ver Tabla 7 del Anexo 1) como en otras especies de invertebrados y peces (ver Tabla 2 del Anexo 1), seguido del blanco - transparente. El morfotipo predominante es indiscutiblemente la fibra, siendo un resultado consistente con la mayoría de publicaciones, donde al menos más del 60% de los microplásticos encontrados son fibras.

Algunos autores como Herrera *et al.*, (2019), suponen que la predominancia de color azul podría estar relacionada con que algunas especies las ingieran por error al confundirlas con sus presas naturales, como pueden ser los copépodos azules para algunas especies de peces. Sin embargo, este hecho no se puede atribuir a otros organismos no selectivos como algunos filtradores, detritívoros, o los erizos de mar que se alimentan principalmente de algas. Rebelein *et al.*, (2021) señala que la cantidad de microfibras en los océanos y organismos vivos se ha estado subestimando debido a la poca importancia y atención que se le ha dado hasta ahora, excluyéndose directamente de muchos estudios, debido a la dificultad

que supone el estudio de las mismas. A pesar de ello, cada vez más estudios han demostrado que la fibra puede ser la forma más abundante de microplásticos en los océanos (Barrows *et al.*, 2018), y el motivo principalmente se ha relacionado con el vertido de aguas residuales industriales y domésticas procedente de las plantas depuradoras de aguas residuales (EDAR), ya que se reportan concentraciones totales más altas cerca de la costa que en alta mar (Lusher *et al.*, 2014; Nel & Froneman, 2015). Aunque las tasas de retención/eliminación de las EDAR son del 65 al 99,9%, al tratar grandes volúmenes de aguas residuales, no pueden retener todos los elementos y la cantidad de fibras que se vierten finalmente al medio marino es significativa (Murphy *et al.*, 2016). Se ha estimado que, el número de microfibras sintéticas liberadas para unos 6 kg de prendas textiles, es de 18.000.000 de microfibras (Galvão *et al.*, 2020), y Athey *et al.*, (2020) señalaron que, por ejemplo, los pantalones vaqueros (una de las prendas más usadas) contribuye significativamente a la contaminación medioambiental por microfibras, liberándose en cada lavado de un par de vaqueros unas  $56000 \pm 4100$  microfibras. Según lo reportado por la bibliografía, por tanto, tiene sentido especular, que esta gran abundancia de microfibras azules (y transparentes) en los organismos marinos pueda proceder de la utilización y lavado de prendas de vestir.

El material predominante en las microfibras analizadas fue celulosa (49%), seguido de PET y PP. La celulosa (que puede proceder de diferentes tipos de fibras como la viscosa, el rayón, etc.) y el PET son polímeros que aparecen también de forma predominante en otros erizos de mar (Feng *et al.*, 2020) y en más organismos invertebrados, tanto en otros equinodermos, como las holoturias (Mohsen *et al.*, 2020; Renzi *et al.*, 2020), como en gasterópodos y bivalvos (Xu *et al.*, 2020). Estos tres tipos de polímeros suelen aparecer en general en la mayoría de organismos estudiados, por lo que es bastante frecuente encontrarlos (ver Tabla 2 y Tabla 7 del Anexo 1). Cabe destacar, que en el estudio de Athey *et al.*, (2020) el 42% de las microfibras presentes en el efluente de las EDAR estudiados fueron de base celulósica. Tiene sentido encontrar también los polímeros PET y PP generalmente, pues son unos de los polímeros más producidos (ver Figura 1), aunque el PP es un polímero de baja densidad, que suele flotar en la superficie y quizá es por ello que se encuentre en un porcentaje inferior (14%), frente al PET (34%) y la celulosa (49%), que tienen una densidad mayor que la del agua de mar (GESAMP, 2015).

Un buen número de estudios han confirmado que los microplásticos pueden producir efectos en los organismos marinos. Bergami *et al.*, (2019) demostraron que las pequeñas partículas de plástico afectan al sistema inmunitario del erizo de mar *Sterechinus neumayeri*



(Meissner, 1900), mientras que Thomas *et al.*, (2020) y Oliviero *et al.*, (2019) encontraron una reducción en el éxito de la fecundación y daños en la descendencia, así como una detención del desarrollo larvario y alteraciones morfológicas en los pluteus debido al lixiviado de contaminantes de los microplásticos, en la especie *P. lividus*, respectivamente. Los erizos de mar desempeñan funciones ecológicas importantes en el medio marino bentónico. Cabe destacar, por tanto, la importancia de la presencia de microplásticos en las gónadas, ya que puede afectar a su reproducción y quizás pueda llegar a mermar las poblaciones de erizos de mar. Además, los erizos de mar son presa de algunas especies de peces comerciales y podrían transferirse microplásticos a lo largo de la red trófica, e incluso sus gónadas también son recursos marisqueros, por lo que es posible la llegada de los microplásticos al ser humano.

## 6. CONCLUSIONES

- El presente estudio confirma la presencia de microplásticos en los erizos de mar *Diadema africanum* muestreados en PT y PG en Tenerife (Islas Canarias), en el 100% de los ejemplares estudiados, tanto en el tracto digestivo/intestinal como en las gónadas.

- Se encontró una mayor abundancia de microplásticos en los erizos de PG que en los de PT, con diferencias significativas en el número de microplásticos encontrados en las gónadas. Sin embargo, no parece existir correlaciones entre la abundancia de microplásticos y las características biológicas de los ejemplares muestreados.

- Las partículas encontradas principalmente son microfibras, con una predominancia del 98,9%, y una mayor frecuencia de tamaños entre 100 y 2500  $\mu\text{m}$ , siendo los colores predominantes el azul y el blanco-transparente.

- Al hacer uso de la espectroscopía Raman para confirmar la composición de un pequeño porcentaje de los microplásticos encontrados, se encontraron mayoritariamente fibras de base celulósica, y también PET y PP, provenientes en su mayoría de vertidos de aguas residuales.

Cabe añadir, que es necesario realizar un mayor número de muestras en las zonas estudiadas, y en general, en todo el territorio, para poder sacar mejores conclusiones. Sería importante complementarlo con estudios en otras especies de invertebrados con las que cohabiten, ya que se comportan de distinta manera, para conocer la biodisponibilidad real de estos organismos a los microplásticos, y con análisis de microplásticos en el propio sedimento y la presencia de emisarios cercanos y corrientes, para conocer la contaminación en el ambiente y la influencia que estos emisarios y corrientes puedan tener.

Cada vez más estudios reflejan la ingestión de microplásticos por organismos marinos, y diversos estudios experimentales documentan que los microplásticos pueden tener efectos nocivos en los organismos, observándose en taxones de los niveles más bajos de las cadenas tróficas. Por lo tanto, es fundamental tener un mejor conocimiento de la presencia y distribución de microplásticos a lo largo de las redes tróficas marinas para mejorar la posibilidad de predecir los efectos ecológicos futuros de los microplásticos.

## BIBLIOGRAFÍA

---

- Álvarez-Hernández, C., Cairós, C., López-Darias, J., Mazzetti, E., Hernández-Sánchez, C., González-Sálamo, J., & Hernández-Borges, J. (2019). Microplastic debris in beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain). *Marine Pollution Bulletin*, *146*, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.064>
- Anastasopoulou, A., Kovač Viršek, M., Bojanić Varezić, D., Digka, N., Fortibuoni, T., Koren, Š., 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.050>
- Athey, S. N., Adams, J. K., Erdle, L. M., Jantunen, L. M., Helm, P. A., Finkelstein, S. A., & Diamond, M. L. (2020). The Widespread Environmental Footprint of Indigo Denim Microfibers from Blue Jeans. *Environmental Science and Technology Letters*, *7*(11), 840–847. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00498>
- Avio, C. G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2015). Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, *111*, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>
- Avio, C. G., Pittura, L., d’Errico, G., Abel, S., Amorello, S., Marino, G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2020). Distribution and characterization of microplastic particles and textile microfibers in Adriatic food webs: General insights for biomonitoring strategies. *Environmental Pollution*, *258*, 113766. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113766>
- Barrows, A. P. W., Cathey, S. E., & Petersen, C. W. (2018). Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. *Environmental Pollution*, *237*, 275–284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.062>
- Bergami, E., Krupinski Emerenciano, A., González-Aravena, M., Cárdenas, C. A., Hernández, P., Silva, J. R. M. C., & Corsi, I. (2019). Polystyrene nanoparticles affect the innate immune system of the Antarctic Sea urchin *Sterechinus neumayeri*. *Polar Biology*, *42*(4), 743–757. <https://doi.org/10.1007/s00300-019-02468-6>
- Bergmann, M., Gutow, L., & Klages, M. (2015). Marine anthropogenic litter. Springer open. Germany. 447. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Bour, A., Avio, C. G., Gorbi, S., Regoli, F., & Hylland, K. (2018). Presence of microplastics in benthic and epibenthic organisms: Influence of habitat, feeding mode and trophic level. *Environmental Pollution*, *243*, 1217–1225. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.115>
- Bour, A., Haarr, A., Keiter, S., & Hylland, K. (2018). Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves. *Environmental Pollution*, *236*, 652–660. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.006>

- Cabanillas-Terán, N., Martín, J. A., Rodríguez-Barreras, R., & Luque, Á. (2015). Size-density strategy displayed by *Diadema africanum* linked with the stability of urchin-barrens in the Canary Islands. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(1), 145–151. <https://doi.org/10.1017/S0025315414001246>
- 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. <https://doi.org/10.3390/ijerph15040597>
- Cooper, D. A., & Corcoran, P. L. (2010). Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, 60(5), 650–654. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.12.026>
- Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). *Microplastic Pollutants*. Elsevier. United Kingdom. 315. <https://doi.org/10.1016/c2015-0-04315-5>
- De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Huamantupa-Aybar, S., & Davila-Carrasco, J. (2020). Preliminary observations of plastic debris in the gastrointestinal tract of sea urchin *Tetrapygus niger*. *Brazilian Journal of Natural Sciences*, 3(2), 316. <https://doi.org/10.31415/bjns.v3i2.94>
- De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Pérez-Baca, B. L., & Santillán, L. (2019). Microplastic abundance in three commercial fish from the coast of Lima, Peru. *Brazilian Journal of Natural Sciences*, 2(3), 171. <https://doi.org/10.31415/bjns.v2i3.67>
- Dethier, M. N., Hoins, G., Kobelt, J., Lowe, A. T., Galloway, A. W. E., Schram, J. B., Raymore, M., & Duggins, D. O. (2019). Feces as food: The nutritional value of urchin feces and implications for benthic food webs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 514–515, 95–102. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.03.016>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.061>
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, 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), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Europe, P. (2020). *Plastics – the Facts 2020*. *PlasticEurope*, 1-64.
- Feng, Z., Wang, R., Zhang, T., Wang, J., Huang, W., Li, J., Xu, J., & Gao, G. (2020). Microplastics in specific tissues of wild sea urchins along the coastal areas of northern China. *Science of the Total Environment*, 728, 138660. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138660>
- Fiedler, H. (1998). Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Uses and Environmental Releases. In: *Proceedings of the subregional awareness raising workshop on Persistent Organic Pollutants*

(POPs).

- Fu, L., Li, J., Wang, G., Luan, Y., & Dai, W. (2021). Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 217, 112207. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112207>
- Galvão, A., Aleixo, M., De Pablo, H., Lopes, C., & Raimundo, J. (2020). Microplastics in wastewater: microfiber emissions from common household laundry. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(21), 26643–26649. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08765-6>
- GESAMP (2015). “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment”. (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC-UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). *Reports and Studies GESAMP*, 90, 96. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3803.7925>
- Güven, O., Gökdağ, K., Jovanović, B., & Kıdeys, 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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.025>
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>
- Hernández, J. C., Clemente, S., Sangil, C., & Brito, A. (2008). The key role of the sea urchin *Diadema aff. antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): An spatio-temporal approach. *Marine Environmental Research*, 66(2), 259–270. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.03.002>
- Hernández-Marrero, Y., & Cabrera-Castro, R. (2015). Análisis de la problemática del erizo de mar del género *Diadema* (Echinoidea: Diademataceae) en las islas Canarias. *Vieraea: Folia Scientiarum Biologiarum Canariensium*, 43, 87–113.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112548>
- Herrera, A., Asensio, M., Martínez, I., Santana, A., Packard, T., & Gómez, M. (2018). Microplastic and tar pollution on three Canary Islands beaches: An annual study. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 494–502. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.020>
- Herrera, A., Štindlová, A., Martínez, I., Rapp, J., Romero-Kutzner, V., Samper, M. D., Montoto, T., Aguiar-González, B., Packard, T., & Gómez, M. (2019). Microplastic ingestion by Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the Canary Islands coast. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.022>

- Hesler, M., Aengenheister, L., Ellinger, B., Drexel, R., Straskraba, S., Jost, C., Wagner, S., Meier, F., von Briesen, H., Büchel, C., Wick, P., Buerki-Thurnherr, T., & Kohl, Y. (2019). Multi-endpoint toxicological assessment of polystyrene nano- and microparticles in different biological models in vitro. *Toxicology in Vitro*, *61*, 104610. <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2019.104610>
- Hussain, N., Jaitley, V., & Florence, A. T. (2001). Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. *Advanced Drug Delivery Reviews*, *50*(1–2), 107–142. [https://doi.org/10.1016/S0169-409X\(01\)00152-1](https://doi.org/10.1016/S0169-409X(01)00152-1)
- Informe final: Censo de vertidos desde tierra hacia el Mar en Canarias. [En línea]. Disponible en: <https://visor.grafcan.es/visorweb/#> [Consultado el 4 de junio de 2021]
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C. K., Romano, N., Ho, Y. Bin, & Salamatinia, B. (2017). A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of the Total Environment*, *578*, 485–494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.213>
- Koelmans A. A. (2015). Modeling the role of microplastics in bioaccumulation of organic chemicals to marine aquatic organisms. *Marine Anthropogenic Litter*, 1–447. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Law, K. L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., & Reddy, C. M. (2010). Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*, *329*(5996), 1185–1188. <https://doi.org/10.1126/science.1192321>
- Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., Hajbane, S., Cunsolo, S., Schwarz, A., Levivier, A., Noble, K., Debeljak, P., Maral, H., Schoeneich-Argent, R., Brambini, R., & Reisser, J. (2018). Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific Reports*, *8*(1), 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>
- Leddy, H. A., & Johnson, A. S. (2000). Walking versus breathing: Mechanical differentiation of sea urchin podia corresponds to functional specialization. *Biological Bulletin*, *198*(1), 88–93. <https://doi.org/10.2307/1542806>
- Leslie, H. A.; van der Meulen, M. D.; Kleissen, F. M.; Vethaak, A. D. (2011). Microplastic Litter in the Dutch Marine Environment: Providing facts and analysis for Dutch policymakers concerned with marine microplastic litter. *Deltares: Amsterdam, The Netherlands*.
- Leslie, H. A. (2014). Review of Microplastics in Cosmetics. *IVM Institute for Environmental Studies*, *476*, 1 – 33.
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, *566–567*, 333–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>

- Lusher, A. (2015). Marine in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. In *Marine Anthropogenic Litter*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science and Technology*, 35(2), 318–324. <https://doi.org/10.1021/es0010498>
- Mohsen, M., Zhang, L., Sun, L., Lin, C., Wang, Q., & Yang, H. (2020). Microplastic fibers transfer from the water to the internal fluid of the sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Environmental Pollution*, 257, 113606. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113606>
- Moro, L., Martín, J. L., Garrido, M. J., & Izquierdo, I. (2003). Lista de especies marinas de Canarias (algas, hongos, plantas y animales). Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias.
- Mrosovsky, N., Ryan, G. D., & James, M. C. (2009). Leatherback turtles: The menace of plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 58(2), 287–289. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.10.018>
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science and Technology*, 50(11), 5800–5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Oliviero, M., Tato, T., Schiavo, S., Fernández, V., Manzo, S., & Beiras, R. (2019). Leachates of micronized plastic toys provoke embryotoxic effects upon sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Environmental Pollution*, 247, 706–715. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.098>
- Rebelein, A., Int-Veen, I., Kammann, U., & Scharsack, J. P. (2021). Microplastic fibers — Underestimated threat to aquatic organisms? *Science of the Total Environment*, 777, 146045. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045>
- Reinold, S., Herrera, A., Hernández-González, C., & Gómez, M. (2020). Plastic pollution on eight beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain): An annual study. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110847. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110847>
- Renzi, M., Blašković, A., Broccoli, A., Bernardi, G., Grazioli, E., & Russo, G. (2020). Chemical composition of microplastic in sediments and protected detritivores from different marine habitats (Salina Island). *Marine Pollution Bulletin*, 152, 110918. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110918>
- Rochman, C. M., Kurobe, T., Flores, I., & Teh, S. J. (2014). Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. *Science of the Total Environment*, 493, 656–661. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.051>
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., Teh, F. C., Werorilangi, S., & Teh, S. J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5, 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep14340>

- Rodríguez, A., Hernández, J. C., Clemente, S., & Coppard, S. E. (2013). A new species of *Diadema* (Echinodermata: Echinoidea: Diadematidae) from the eastern Atlantic Ocean and a neotype designation of *Diadema antillarum* (Philippi, 1845). *Zootaxa*, 3636(1), 144–170. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3636.1.6>
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science and Technology*, 41(22), 7759–7764. <https://doi.org/10.1021/es071737s>
- Thomas, P. J., Oral, R., Pagano, G., Tez, S., Toscanesi, M., Ranieri, P., Trifuoggi, M., & Lyons, D. M. (2020). Mild toxicity of polystyrene and polymethylmethacrylate microplastics in *Paracentrotus lividus* early life stages. *Marine Environmental Research*, 161, 105132. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105132>
- Tuya, F., Cisneros-Aguirre, J., Ortega-Borges, L., & Haroun, R. J. (2007). Bathymetric segregation of sea urchins on reefs of the Canarian Archipelago: Role of flow-induced forces. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(3–4), 481–488. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.02.007>
- Venrick, E. L., Backman, T. W., Bartram, W. C., Platt, C. J., Thornhill, M. S., & Yates, R. E. (1973). Man-made objects on the surface of the central north Pacific Ocean. *Nature*, 241(5387), 271. <https://doi.org/10.1038/241271a0>
- Waring, R. H., Harris, R. M., & Mitchell, S. C. (2018). Plastic contamination of the food chain: A threat to human health? *Maturitas*, 115, 64–68. <https://doi.org/10.1016/j.maturitas.2018.06.010>
- Xu, X., Wong, C. Y., Tam, N. F. Y., Lo, H. S., & Cheung, S. G. (2020). Microplastics in invertebrates on soft shores in Hong Kong: Influence of habitat, taxa and feeding mode. *Science of the Total Environment*, 715, 136999. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136999>



ANEXO 1 – Tablas comparativas con datos de publicaciones sobre ingestión de microplásticos por organismos marinos

Tabla 2. Datos de algunas publicaciones donde se ha estudiado la ingestión de microplásticos en diferentes especies de peces e invertebrados marinos. s.d., desviación estándar.

Ubicación	Especie	Tamaño muestral (N° de individuos)	N°MPs/ind ± s.d. (promedio)	Longitud MP (promedio)	Tipo de MPs (%)	Color/es predominante/s	Confirmación	Composición	Referencia
Costa de Lima (Perú)	<i>Odontesthes regia</i>	40	0,43 ± 0,11	N/A	Fibras (88,24%) Fragmentos (5,88%) Films (5,88%)	Azul (41,18%) Negro (47,06%)	No	N/A	<b>De-la-Torre et al., (2019)</b>
	<i>Cheilodactylus variegatus</i>	8	5,13 ± 0,81		Fibras (95,12%) Fragmentos (4,88%)	Azul (47,62%) Rojo (33,33%) Negro (14,29%)			
	<i>Anisotremus scapularis</i>	8	5,00 ± 0,46		Fibras (75%) Fragmentos (25%)	Azul (62,50%) Rojo (27,50%) Negro (7,50%)			
Fiordo de Oslo interior (Noruega)	<i>Ophiura albida</i>	15	2 ± (-)	N/A	Fragmentos (10%) Flakes (90%)	N/A	Microscopio FTIR	EVA (80%) PE: 10%	<b>Bour, et al., (2018a)</b>
	<i>Amphiura filiformis</i>	10	1 ± (-)		Flakes (100%)			EVA (100%)	
	<i>Ennucula tenuis</i>	12	1,5± (-)		Fragmentos (71%) Flakes (29%)			PP (32%) PE (68%)	
	<i>Hippoglossoides platesoides</i>	20	2,2 ± (-)		Fibras (55%) Fragmentos (5%) Flakes (40%)			PP (90%) PP (15%) PE (72%)	
	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	17	7 ± (-)		Flakes (100%)			EVA (100%)	
	<i>Trisopterus esmarki</i>	20	1,5 ± (-)		Fibras (100%)			PE (100%)	
	<i>Hediste diversicolor</i>	20	2 ± (-)		Fibras (55%) Fragmentos (20%) Flakes (25%)			PS (19%) PP (12%) PE (38%)	

Memoria TFM Máster en Biología Marina

	<i>Sabella pavonina</i>	20	1 ± (-)		Fragmentos (60%) Flakes (40%)			PP (61%) PE (39%)	
	<i>Crangon allmanni</i>	20	2,2 ± (-)		Fragmentos (11%) Fibras (89%)			PE (88%)	
Mar Adriático	<i>Sardina pilchardus</i>	99 (19% con MPs)	1.78 ± 0.7	5000-1000 µm (18%) 1000- 500 µm (43%) 500-100 µm (23%) <100 µm (16%)	Fragmentos (57%) Línea (23%) Película (11%) Pellet (9%)	N/A	Microscopio FTIR	PE (65%) PET (19%) PS, PVC, nylon, PP (4%)	<b>Avio et al., (2015)</b>
	<i>Squalus acanthias</i>	9 (44% con MPs)	1.25 ± 0.5						
	<i>Merluccius merluccius</i>	3	1.33 ± 0.57						
	<i>Mullus barbatus</i>	11 (64% con MPs)	1.57 ± 0.78						
	<i>Chelidonichthys lucernus</i>	3 (67% con MPs)	1 ± 0						
Costa mediterránea de Turquía	28 especies	1337 (58% con MPs)	1,36 ± (-)	100 ± 2500 µm.	Fibras (70%) Plástico duro (20,8%)	Azul predominante	Microscopio FTIR	N/A	<b>Güven et al., (2017)</b>
Costa este de Hong Kong, Pacífico	<i>Mugil cephalus</i>	30 silvestres (60% con MPs)	4,3 ± (-)	1180 ± 770 µm	Fibras (60%) Fragmentos (34%) Sheet (6%)	Verde (44%) Azul (16%) Negro (15%)	Microscopio FT-R	PP (42%) PE (25%) PS (16%) PET (6%)	<b>Cheung et al., (2018)</b>
		30 piscifactorías (16,7% con MPs)	0,2 ± (-)		Fibras (100%)	Azul (33%) Morado (33%)			
Mar Adriático septentrional, y Mar de Eslovenia	<i>Chelon auratus</i>	20	9,5 ± 8,4	N/A	Fibras (75,6%) Fragmentos (24,4%)	N/A	No	N/A	<b>Anastasopoulou et al., (2018)</b>
	<i>Sparus aurata</i>	20	7,3 ± 6,6						
	<i>Solea solea</i>	20	7,3 ± 6,6						

Memoria TFM Máster en Biología Marina

Mar de Croacia	<i>Pagellus erythrinus</i>	30	1 ± 1,6		Fibras (21%) Fragmentos (79%)				
		30	0,9 ± 1,4						
NE Mar Jónico e Isla de Corfú (Grecia)	<i>Sardina pilchardus</i>	36	0,8 ± 1,1		Fibras (21%) Fragmentos (79%)				
		19	0,8±1						
	25	0,5 ± 0,8							
Mar Adriático norte	<i>Mullus barbatus</i> <i>Mullus surmuletus</i>	30	1,9 ± 2,7		Fibras (97,7 %) Fragmentos (2,3%)				
Mar Amarillo y mar de Bohai (China)	<i>Apostichopus japonicus</i>	40	12,87 ± nd (intestino)	< 500 µm (50,85%) 500 – 1000 µm (24,85%) >1000 µm	Fibras (100%)	Azul (67%) Transparente (13%)	Microscopio FTIR	CP (55%) PS (16,87%) PET (6,25%) PE (3,75%)	<b>Mohsen et al., (2020)</b>
			5,12 ± nd (líquido celómico)	< 500 µm (63,79%) 500-1000 µm (15,92%) >1000 µm (19,90%)					
Costas de Hong Kong	38 especies de invertebrados (gasterópodos, bivalvos y cangrejos).	174 gasterópodos 68 bivalvos 71 cangrejos (55% con MPs)	0,08 - 18,4 ± (-)	1004 ± 464 µm	Fibras (93,3%) Pellets (6,7%)	Blanco – transparentes (65,1%) Otros (34,9%)	Microscopio µFT-IR	CF (43,66%) PET (19,72%) PA (16,9%) PP (8,45%) PE (7,04%)	<b>Xu et al., (2020)</b>
Isla de Salina (archipiélago de las Eolias, Italia)	<i>Holothuria tubulosa</i>	90	2,52 ± 0,63	N/A	Fibras predominantement e	N/A	Microscopio FTIR	PET (27,3%) PA (18,7%)	<b>Renzi et al., (2020)</b>

**Tabla 7.** Datos de las publicaciones donde se ha estudiado la ingestión de microplásticos en diferentes especies de erizo de mar, incluyendo los datos del presente estudio. s.d. desviación estándar.

Ubicación	Especie	Tamaño muestral (N° de individuos)	Tratamiento de las muestras	N° MPs/ind ± s.d. (promedio)	Longitud MP	Tipo de MP (%)	Color/es predominante/s	Confirmación	Composición	Referencia
Costa de Lima, Perú	<i>Tetrapyguss niger</i>	9 (100% con MPs)	KOH 10% (p/v), 60° C, toda la noche	3,22 ± 0,49	N/A	Fibras (75,9%) Fragmentos (24,1%)	Azul (75,9%)	No	N/A	<b>De-la-Torre et al., (2020)</b>
Costa del norte de China (Dalian, Weihai, Qingdao, Rizhao, Lianyungang y Yancheng)	<i>Strongylocentrotus intermedius</i>	210 (91,35% con MPs)	100 – 200 mL KOH 10% (p/v), 40 °C, 60 rpm, 48 horas	7,25 ± (-)	27 – 4742 µm	Fibras (97,6%) Fragmentos (1,66%)	Azul – verde (45,05%) Negro - gris (39,60%)	Microscopio FTIR	CP (36, 65%) PET/Poliéster (16,29%) PE (14,03%) PP (13,12%) Otros (12,22%) PP-PE (7,69%)	<b>Feng et al., (2020)</b>
	<i>Temnopleurus hardwickii</i>			4,5 ± (-)		Fibras (93,52%) Fragmentos (3,26%)	Azul – verde (44,58%) Negro - gris (39,16%)			
	<i>Temnopleurus reevesii</i>			4,5 ± (-)		Fibras (87,41%) Fragmentos (9,15%)	Azul – verde (35,77%) Negro - gris (36,69%)			
	<i>Hemicentrotus pulcherrimus</i>			3,83 ± (-)		Fibras (93,23%) Fragmentos (3,94%)	Azul – verde (45,3%) Negro - gris (42,10%)			
Mar Adriático Centro	<i>Paracentrotus lividus</i>	7 (42,8% con MPs)	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 15% (p/v), 60 °C, 24 horas	3,67 ± 2,30 (fibras) 1,66 ± 0,58 (MPs)	10 – 100 µm	Fibras (69%) Otros (31%)	N/A	Microscopio FTIR	PE (30%) PP (40%)	<b>Avio et al., (2020)</b>
Fiordo de Oslo interior (Noruega)	<i>Brissopsis lyrifera</i>	20 (40% con MPs)	KOH 10% (p/v), 50 °C, toda la noche	1,2 ± (-)	41 – 9000 µm	Fibras (68%) Fragmentos (32%)	Azul (36,8%) Transparentes (28,3%)	Microscopio FTIR	PP (90%) PA (10%)	<b>Bour et al., (2018)</b>

## Memoria TFM Máster en Biología Marina

Costa del sureste de Tenerife (Islas Canarias, España)	<i>Diadema africanum</i>	13 (100% con MPs), Playa de Tajao	100 – 300 mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 33% (p/v), 60 °C, 48 horas	9 ± 3	110 – 4033 μm	Fibras (98,9%)	Azul (44,9%) Blanco – transparente (31,4%)	Raman	Celulosa (50%) PET (35%) PP (15%)	<i>Este trabajo</i>
		13 (100% con MPs) Playa Grande		11 ± 4	213 – 4867 μm		Azul (51%) Blanco – transparente (41,4%)			

**ANEXO 2.** – Tabla sobre la clasificación morfológica de los microplásticos

**Tabla 3.** Clasificación de los microplásticos en función de su morfología. Fuente: Crawford & Quinn, (2017)

<b>Tipo</b>	<b>Tamaño</b>	<b>Definición</b>
Pellet	< 5 mm – 1mm	Una pequeña pieza esférica de plástico de menos de 5 mm a 1 mm de diámetro
Microbead	< 1 mm – 1 $\mu$ m	Una pequeña pieza esférica de plástico de menos de 1 mm a 1 $\mu$ m de diámetro
Fragmento	< 5 mm – 1mm	Un trozo de plástico de forma irregular de menos de 5 mm a 1 mm en su dimensión más larga
Microfragmento	< 1 mm – 1 $\mu$ m	Un trozo de plástico de forma irregular de menos de 1 mm a 1 $\mu$ m en su dimensión más larga
Fibra	< 5 mm – 1mm	Una hebra o filamento de plástico de 5 mm a 1 mm en su dimensión más larga
Microfibra	< 1 mm – 1 $\mu$ m	Una hebra o filamento de plástico de 1 mm a 1 $\mu$ m en su dimensión más larga
Film	< 5 mm – 1mm	Una lámina fina o una pieza similar a una membrana de plástico de menos 5 mm a 1 mm en su dimensión más larga
Microfilm	< 1 mm – 1 $\mu$ m	Una lámina fina o una pieza similar a una membrana de plástico de menos 1 mm a 1 $\mu$ m en su dimensión más larga
Foam	< 5 mm – 1mm	Un trozo de esponja, espuma, o material plástico similar a la espuma de menos de 5 mm a 1 mm en su dimensión más larga
Microfoam	< 1 mm – 1 $\mu$ m	Un trozo de esponja, espuma, o material plástico similar a la espuma de menos de 1 mm a 1 $\mu$ m en su dimensión más larga