



**Universitat**  
de les Illes Balears

## **TRABAJO FIN DE GRADO**

# **PRESENCIA Y CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS PLÁSTICOS EN LA TORTUGA BOBA (*CARETTA CARETTA*)**

**Carlos Pérez Rodríguez**

**Grado de biología**

**Facultad de ciencias**

**Año Académico 2021-22**

# **PRESENCIA Y CARACTERIZACIÓN DE RESIDUOS PLÁSTICOS EN LA TORTUGA BOBA (*CARETTA CARETTA*)**

**Carlos Pérez Rodríguez**

**Trabajo de Fin de Grado**

**Facultad de ciencias**

**Universidad de las Illes Balears**

**Año Académico 2021-22**

Palabras clave del trabajo:

Mar Mediterráneo, contaminación marina, residuos plásticos, tortugas marinas, ingestión enmallamiento, tortuga boba.

Antoni Sureda Gomila

Se autoriza la Universidad a incluir este trabajo en el Repositorio Institucional para su consulta en acceso abierto y difusión en línea, con fines exclusivamente académicos y de investigación

Autor		Tutor	
Sí	No	Sí	No
<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

## Índice

<b>RESUMEN</b> .....	3
<b>RESUM</b> .....	3
<b>ABSTRACT</b> .....	4
<b>RESUMEN GRÁFICO</b> .....	4
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	4
<b>1.1. Conocimiento actual de la contaminación por plásticos en el Mar Mediterráneo</b> .....	5
<b>1.2. Descripción y áreas de distribución de la especie <i>Caretta caretta</i></b> .....	6
<b>1.3. Estado de conservación de <i>Caretta caretta</i></b> .....	7
<b>1.4. Efectos documentados a nivel individual de la contaminación por plásticos en <i>C. caretta</i></b> .....	8
<b>2. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	10
<b>2.1. Área de estudio</b> .....	10
<b>2.2. Recolección y preparación de las muestras</b> .....	10
<b>2.3. Datos biométricos</b> .....	11
<b>2.4. Caracterización de los restos plásticos</b> .....	12
<b>2.5. Composición química de los polímeros plásticos</b> .....	12
<b>2.6. Análisis de datos</b> .....	12
<b>2.7. Análisis estadístico</b> .....	13
<b>3. RESULTADOS</b> .....	14
<b>3.1. Condición corporal de <i>C. caretta</i>: datos biométricos y causas de varamiento</b> ..	14
<b>3.2. Presencia de residuos plásticos: cantidad ingerida, número de ítems y peso medio</b> .....	14
<b>3.3. Tiempo de residencia</b> .....	16
<b>3.4. Caracterización de los restos plásticos: forma, tamaño y color</b> .....	16
<b>3.5. Composición química de los polímeros plásticos</b> .....	18
<b>4. DISCUSIÓN</b> .....	20
<b>5. CONCLUSIONES</b> .....	25
<b>6. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	26
<b>ANEXO I</b> .....	34

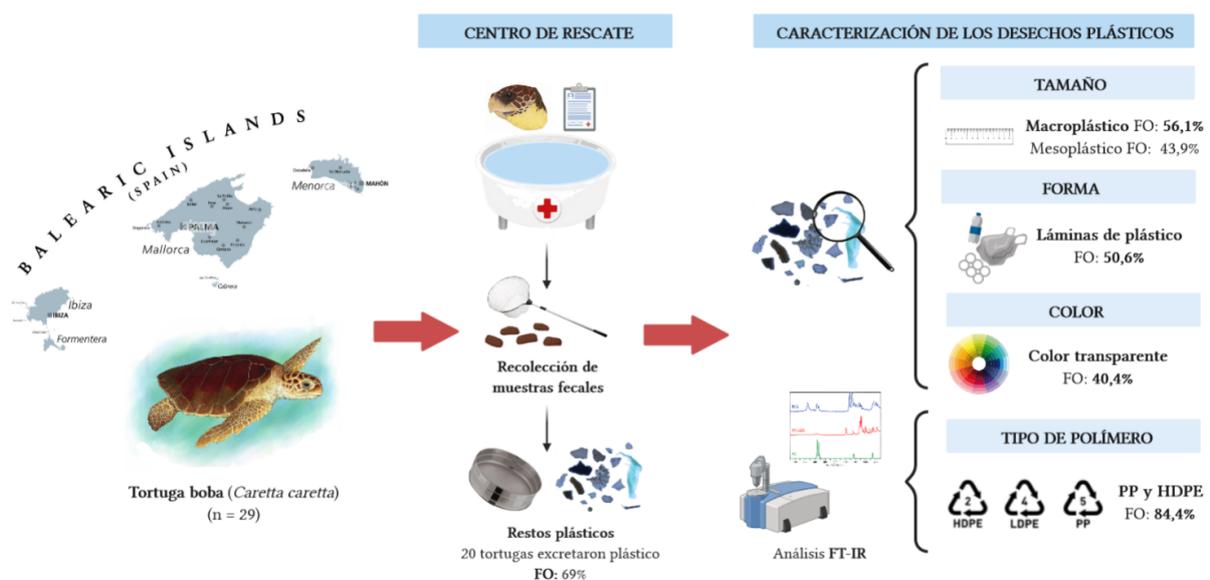
**RESUMEN:** La contaminación marina, dominada por los desechos plásticos, supone una amenaza mundial para la fauna que habita en mares y océanos. La tortuga boba, *Caretta caretta*, es la tortuga marina más extendida en el mar Mediterráneo. Su posición trófica, comportamiento migratorio y polifacético ciclo vital hacen que esta especie sea especialmente vulnerable a los impactos negativos producidos por los residuos plásticos. El objetivo del estudio fue realizar un análisis cuantitativo de los plásticos presentes en 29 tortugas bobas que llegaron varadas a las costas del archipiélago balear dentro del periodo 2021-2022 y que fueron internadas en el Centro de Recuperación de Fauna Marina de la Fundación *Palma Aquarium*. Así pues, se caracterizaron los desechos marinos contenidos en las deposiciones de las tortugas, con especial referencia a los plásticos (tamaño, forma, color, peso). Adicionalmente, se determinó la composición química de los polímeros plásticos por medio de espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FT-IR). En base a los resultados, el 69% de las tortugas ingirieron restos plásticos, con una media de  $9 \pm 7$  elementos por individuo. La tipología principal observada fueron láminas de plástico, que se encontraron en el 50,6% de las tortugas analizadas, siendo el transparente (40,4%) y el blanco (25,6%) las categorías de color predominantes. El análisis por FT-IR mostró que el polipropileno y el polietileno de alta densidad eran los principales polímeros plásticos, representando el 48% y el 36,4% del total, respectivamente. La ocurrencia de desechos marinos expresada en este trabajo confirma el alto impacto de estos en el Mar Mediterráneo y destaca la importancia de *C. caretta* como especie bioindicadora de la contaminación marina.

**RESUM:** La contaminació marina, dominada per les deixalles plàstiques, suposa una amenaça mundial per a la fauna que habita en mars i oceans. La tortuga babaua, *Caretta caretta*, és la tortuga marina més estesa a la mar Mediterrània. La seva posició tròfica, comportament migratori i polifacètics cicles vitals fan que aquesta espècie sigui especialment vulnerable als efectes negatius dels residus plàstics. L'objectiu de l'estudi va ser realitzar una anàlisi quantitatiu dels plàstics presents a 29 tortugues babaues que van arribar encallades a les costes de l'arxipèlag balear dins del període 2021-2022 i que van ser internades al Centre de Recuperació de Fauna Marina de la Fundació *Palma Aquarium*. Així doncs, es van caracteritzar les deixalles marines contingudes en les deposicions de les tortugues, amb especial referència als plàstics (mida, forma, color, pes). Adicionalment, es va determinar la composició química dels polímers plàstics per mitjà d'espectroscòpia Infraroja per Transformada de Fourier (FT-IR). En base als resultats, el 69,0% de les tortugues van ingerir restes plàstiques, amb una mitjana de  $9 \pm 7$  elements per individu. La tipologia principal observada van ser làmines de plàstic, que es van trobar al 65,3% de les tortugues analitzades, sent el transparent (40,4%) i el blanc (25,6%) les categories de colors predominants. L'anàlisi per FT-IR va mostrar que el polipropilè i el polietilè d'alta densitat eren els principals polímers

plàstics, que representen el 48% i el 36,4% del total, respectivament. L'ocurrència de deixalles marines expressada en aquest treball confirma l'alt impacte d'aquests a la Mar Mediterrània i destaca la importància de *C. caretta* com a espècie bioindicadora de la contaminació marina.

**ABSTRACT:** Marine pollution, dominated by plastic debris, represent a global threat to the fauna inhabiting the seas and oceans. The loggerhead turtle, *Caretta caretta*, is the most widespread sea turtle in the Mediterranean Sea. Its trophic position, migratory behavior and multifaceted life cycles make this species particularly vulnerable to the negative effects of plastic debris. The aim of the study was to perform a quantitative analysis of the plastics present in 29 loggerhead turtles that were stranded on the coasts of the Balearic archipelago within the period 2021-2022 and interned in the Fundación *Palma Aquarium* Rescue Center. Thus, the marine debris contained in the turtles' faeces was characterized, with special reference to plastics (size, shape, color, weight). Additionally, the chemical composition of the plastic polymers was determined by Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FT-IR). Based on the results, 69% of the turtles ingested plastic debris, with a mean of  $9 \pm 7$  elements per individual. The main typology observed was plastic sheets, which were found in 50.6% of the turtles analyzed, with transparent (40.4%) and white (25.6%) being the predominant color categories. FT-IR analysis showed that polypropylene and high-density polyethylene were the main plastic polymers, accounting for 48% and 36.4% of the total, respectively. The occurrence of marine debris expressed in this work confirms the high impact of marine debris in the Mediterranean Sea and highlights the importance of *C. caretta* as a bioindicator species of marine pollution.

## RESUMEN GRÁFICO:



## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. Conocimiento actual de la contaminación por plásticos en el Mar Mediterráneo.

En el siglo XXI, una de las principales consecuencias de los modelos y patrones de producción-consumo adoptados por la sociedad actual es la generación de cantidades ingentes de residuos. Esto supone un importante problema ambiental que demanda cada vez más atención en la búsqueda de soluciones, especialmente en lo que respecta a la contaminación marina (Löhr et al., 2017; Walker, 2018; Wysocki y Billon, 2019). En 2019, la producción mundial de plástico fue de 368 millones de toneladas métricas y, tras un descenso en la primera mitad del año 2020, debido a la pandemia de COVID-19, ha comenzado a aumentar de nuevo (PlasticEurope, 2020; Patrício Silva et al., 2021).

El Mar Mediterráneo representa una de las regiones más impactadas del mundo (Llorca et al., 2020; Macias et al., 2022). Su vulnerabilidad a la contaminación por plásticos se debe a su distinguida configuración semicerrada, rodeada por tres continentes con densas poblaciones (cerca de 150 millones), sobretodo en la costa, que actúa como un importante sumidero para los desechos plásticos (WWF, 2018). El crecimiento extraordinariamente rápido del turismo y del desarrollo urbano en las zonas costeras ejerce una presión inmensa en la rica biodiversidad de la región. Los principales países costeros que vierten una cantidad significativa de plásticos son España (126 toneladas/día), Turquía (144 toneladas/día), Italia (90 toneladas/día), Francia (66 toneladas/día) y Egipto (77 toneladas/día) (UNEP/MAP, 2015). Las fuentes de este material están muy correlacionadas con la ausencia de infraestructuras eficaces de gestión de residuos (Macias et al., 2022). Cualquier material sólido disperso y abandonado en el medio marino se define como basura marina. Esta basura está compuesta principalmente por residuos plásticos que se clasifican oficialmente según su dimensión: macro-plásticos (>20 mm), meso-plásticos (5-20 mm) y micro-plásticos (<5 mm) (Barnes et al., 2009). Los plásticos son materiales resistentes, livianos, versátiles y especialmente perdurables en sistemas acuáticos.

Es necesario tener en cuenta los posibles riesgos medioambientales asociados a los subproductos químicos solubles liberados durante la degradación de los plásticos, así como la lixiviación de pequeñas moléculas adicionadas durante la elaboración y concepción del producto (p.ej. estabilizantes UV, plastificantes y antioxidantes) (Yamauchi et al., 2021). Los desechos plásticos del océano pueden absorber contaminantes orgánicos persistentes (POPs) como hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), bifenilos policlorados (PCB) y pesticidas, como el diclorodifeniltricloroetano (DDT) y el hexaclorobenceno (HCB). Algunos

de estos han sido identificados como potentes carcinógenos, mutágenos y teratógenos (Gallo et al., 2018).

Múltiples investigadores defienden que los contaminantes orgánicos y los aditivos empleados en los plásticos tienen un gran impacto en la salud de las especies. Se ha observado que cerca de 700 especies marinas interactúan directamente con los desechos marinos plásticos a través de la ingestión y/o el enmallamiento (Hardesty et al., 2015). Entre ellos, las tortugas marinas han sido uno de los grupos más afectados.

## **1.2. Descripción y áreas de distribución de la especie *Caretta caretta*.**

Las tortugas bobas (*Caretta caretta* L.) son reptiles iteróparos adaptados a hábitats marinos y con un complejo ciclo de vida, además de ser organismos longevos, de maduración tardía, con bajas tasas de crecimiento e intrincadas migraciones, lo que las hace particularmente vulnerables a impactos antropogénicos de diversa índole (Tomás et al., 2001).

Los atributos carismáticos de *C. caretta* han servido como un medio instrumental en las campañas de concienciación sobre la contaminación por desechos marinos. Sus hábitos alimenticios y carácter apneísta hacen que los adultos/subadultos buceen en el fondo marino y a lo largo de la columna de agua, mientras que los juveniles se alimentan en la superficie, confundiendo los plásticos con alimento. Al ser una especie vágil y oportunista, probablemente confunda el plástico con las presas con mucha más frecuencia que otras especies que siguen dietas más especializadas (Tomás et al., 2001; Schuyler et al. 2012).

*C. caretta* tiene una distribución cosmopolita, reproduciéndose en el más amplio rango geográfico de todas las tortugas marinas. Demuestra una estructuración regional como resultado de una marcada filopatría natal (Clusa et al., 2018). La población global de la tortuga boba comprende 10 subpoblaciones que varían ampliamente en el tamaño de población, el ámbito geográfico y las tendencias demográficas. Se distribuyen a nivel mundial en todas las regiones subtropicales y templadas del Océano Pacífico, Índico, Atlántico y el Mar Mediterráneo (Wallace et al., 2010).

Se trata de la especie más abundante y con mayor distribución en aguas de competencia española (Camiñas, 2002). Las tortugas bobas de las poblaciones del Mediterráneo y del Atlántico Norte se congregan anualmente para alimentarse en una extensa zona alrededor de las Islas Baleares (ver material suplementario figura S1 para observar las áreas de presencia

constatada). Las agregaciones se producen desde la primavera hasta el final del verano (Camiñas et al., 2021).

En el ámbito mundial, la pesca accidental ha sido reconocida durante las últimas décadas como la principal amenaza a la que se enfrentan estas especies. Pese a que el impacto real de la contaminación plástica es difícilmente cuantificable a escala global, sí se ha podido demostrar que la ingestión de residuos plásticos afectan significativamente sobre ciertas poblaciones de tortugas marinas a nivel regional (Galgani et al., 2014). Los exámenes post-mortem revelan desechos en el 30-80% de las tortugas bobas varadas en las playas o capturadas accidentalmente en la zona norte del Mediterráneo occidental (Pibot y Claro, 2011), en el mar Adriático (Lazar y Gračan, 2011), y en las costas de la Toscana (Campani et al., 2013) y España (Tomás et al., 2002). De acuerdo con la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (MSFD) y su *Descriptor no. 10* para el buen estado ambiental (GES), la Comisión Europea reconoció a la tortuga boba como un indicador oficial para el seguimiento cuantitativo y cualitativo de los desechos marinos ingeridos por los animales marinos en la cuenca mediterránea (MSFD-TSGML, 2013).

### **1.3. Estado de conservación de *Caretta caretta***

Las características biológicas particulares de *C. caretta*, aunadas a la explotación humana, incrementan las probabilidades de que se convierta en una especie en peligro de extinción (Tomás et al., 2001). En las últimas décadas se ha detectado un drástico declive poblacional en las principales zonas de anidación atlánticas, mientras que la población del Mediterráneo oriental parece estabilizada aunque en números muy bajos, motivo por el cual se halla actualmente protegida por numerosos acuerdos internacionales, como la Convención sobre la Conservación de la Vida Silvestre Europea y sus Hábitats Naturales (Convenio de Berna, apéndice II sobre fauna estrictamente protegida), la Convención para la Protección del Mar Mediterráneo contra la Contaminación (Convenio de Barcelona, anexo II) y la Directiva Hábitats de la Unión Europea (apéndices II y IV) (Marco et al., 2009)

Aparece como especie de “interés especial” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y como “vulnerable” en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE), el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEAA) y el Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares, aunque está previsto recatalogarla como “en peligro”. A escala global, se considera “vulnerable” bajo criterios de la Lista Roja de la UICN (IUCN, 2015).

#### **1.4. Efectos documentados a nivel individual de la contaminación por plásticos en *Caretta caretta*.**

La naturaleza global y omnipresente de la contaminación por plásticos ha suscitado recientemente una gran atención e interés a nivel internacional, tanto en la literatura revisada por expertos como en los medios de comunicación populares. Esto ha incluido un número creciente de estudios que documentan las interacciones de la megafauna marina con la contaminación plástica durante el último medio siglo (Domènech et al., 2019). Dada la amplia variedad de tipos de residuos marinos existentes y su interacción con las tortugas marinas, los efectos negativos que generan en estas especies podemos agruparlos en dos grandes grupos: la ingestión y el enmallamiento.

El uso generalizado de artes de pesca desechables en el ámbito de la haliéutica y la acuicultura ha tenido un impacto adverso en los organismos marinos. Tras enredarse, las tortugas marinas encuentran restringida su movilidad y velocidad de desplazamiento, condenándolas a morir por inanición, agotamiento o extenuación. La falta de movimiento, facilita la colonización de fauna epibiótica. Además, la natación errática las convierte en presa fácil para sus depredadores (Clukey et al., 2017). En ocasiones, la compresión producida por las redes tiene como consecuencia la falta de vascularización del tejido, generando lesiones musculoesqueléticas cuya gravedad puede marcar el inicio de procesos de necrotización. En la mayoría de casos implica la amputación de la extremidad afectada (Tomás et al., 2001). Las lesiones se curan más lentamente o de forma incompleta, exponiendo las heridas a un mayor riesgo de infecciones (Domènech et al., 2019).

Las tortugas bobas ingieren plástico mediante dos vías principales: ingestión deliberada/activa porque perciben que los artículos de plástico son presas potenciales, o ingestión accidental/pasiva a través de presas previamente expuestas a los desechos (Schuyler et al. 2012). La ingestión de elementos plásticos puede terminar provocando una oclusión del tracto gastrointestinal (TGI). La perforación de la mucosa, ocasionada por piezas punzantes, causa procesos crónicos de hemorragia, infección, peritonitis y septicemia, que en muchos casos puede terminar con la vida de los individuos (Hoarau et al., 2014).

La retención de gases en el TGI debido a la obstrucción produce trastornos de flotación, conocidos como síndromes boyantes, imposibilitando que las tortugas puedan sumergirse o desplazarse normalmente (Nelms et al., 2016). Así, los individuos afectados quedan a la deriva, a veces durante meses, sin poder alimentarse y expuestos a ser atacados por depredadores o golpeados por embarcaciones recreativas (fractura del caparazón). La falta de alimento conlleva un progresivo deterioro corporal, con síntomas y curso variables, y que

con alta frecuencia resulta mortal. Diferentes estudios han confirmado también efectos subletales, como consecuencia de la dilución dietética que se genera (McCauley y Bjorndal, 1999). Esta se produce por la presencia de plástico inerte en el contenido estomacal, que provoca una reducción del espacio disponible para el alimento nutritivo. Esto conduce a una falsa sensación de saciedad e inapetencia, teniendo un efecto directo sobre la ganancia de nutrientes, que interfiere directamente con la tasa de crecimiento corporal.

El pequeño tamaño de las micro-partículas generadas por el deterioro de plásticos favorece su translocación a través de las membranas del epitelio intestinal mediante mecanismos similares a la endocitosis. La liberación de co-contaminantes pueden llegar a resultar en efectos deletéreos por su potencial toxicidad (Teuten et al., 2009). De hecho, diversos estudios histopatológicos de muestras procedentes de animales afectados revelan la presencia de policarbonato (PC), ácido paraftálico (PTA) y bisfenol A (BPA) en tejidos grasos y hepáticos (Di Renzo et al., 2021). Así mismo, se han hallado niveles elevados de ésteres de organofosfato (OPEs) en el músculo (Sala et al., 2021). Durante el seguimiento de los nidos de *C. caretta* en la isla de Linosa (Itália), se constató la presencia de ftalatos en los componentes de los huevos (cáscara, yema y albumen) sugiriendo que existe transferencia intergeneracional de contaminantes durante la vitelogenénesis (Saboca et al., 2021).

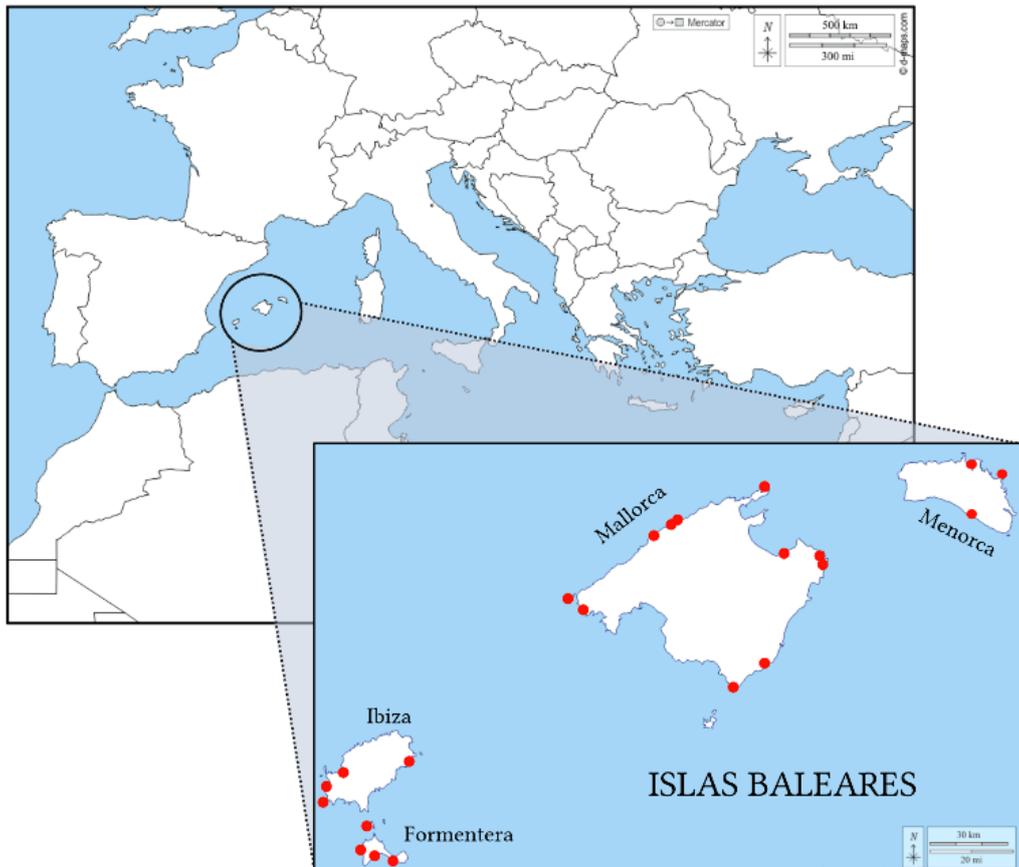
Los ftalatos, OPEs y bisfenoles, son importantes disruptores endocrinos que afectan a las funciones reproductivas, particularmente durante la gestación o en estadios tempranos del desarrollo (Di Renzo et al., 2021). Otros efectos adversos se atribuyen principalmente a la irritación crónica y la inflamación ocasionada, que pueden promover también daño al ADN bien por acción directa o indirecta del estrés oxidativo, la citotoxicidad, la alteración del sistema inmune, la liberación de citoquinas, proteasas y especies reactivas de oxígeno, además de la promoción de otros mediadores proinflamatorios (Franzellitti et al., 2019).

La memoria aquí generada pretende contribuir al conocimiento y comprensión actual relativo a las interacciones entre los residuos plásticos y *C. caretta*, así como el impacto generado sobre la especie. Por ello, en el presente estudio se ha observado, clasificado y cuantificado todo el material procedente de los restos digestivos de una muestra de 29 tortugas bobas. A partir de estos datos, se compararon los perfiles de ingestión de plástico específicos de la especie *C. caretta* e identificaron los tipos de residuos que suponen una mayor amenaza para las tortugas bobas.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio

La zona de estudio abarca la totalidad del sector litoral de las Islas Baleares, situadas en el Mar Mediterráneo occidental (Fig. 1). El archipiélago balear se encuentra conformado por cuatro grandes islas habitadas (Mallorca, Menorca, Ibiza y Formentera) y numerosos islotes, sumando más de 1 723 km de costa (Compa et al., 2020).



**Figura 1.** Mapa de la zona de estudio en las Islas Baleares. Los nombres de las cuatro islas principales están escritos en negrita. El mapa indica la ubicación concreta de las Islas Baleares en el Mar Mediterráneo occidental. Los puntos rojos (●) marcan las localizaciones de varamiento de la tortuga boba (*C. caretta*).

### 2.2. Recolección y preparación de las muestras.

Se analizó el contenido fecal de ejemplares vivos de *C. caretta* ( $n = 29$ ) con el objetivo de detectar la presencia de residuos plásticos. Todos los ejemplares fueron obtenidos por la red de varamientos de tortugas marinas/cetáceos de las Islas Baleares (Centro de Rescate de la Fundación Palma Aquarium) durante los años 2021-2022.

Los ejemplares de *C. caretta* analizados en el presente estudio fueron muestreados entre marzo de 2021 y abril de 2022. La mayor parte de varamientos se produce entre mayo y septiembre, probablemente por la llegada del buen que tiempo incrementa las actividades recreativas favoreciendo la detección y avistamiento de tortugas marinas. En la Tabla S1 y en la Fig. 1 se presenta información detallada de cada uno de los individuos, incluyendo las fechas de captura, la circunstancia del hallazgo (varada, flotante, etc.) y la localización geográfica en la que se encontraron los especímenes. Los particulares o las autoridades públicas notificaron los casos a la red de varamientos, dotada con un teléfono de guardia durante las 24 horas, hacia el que se dirigen todos los avisos recibidos por el teléfono general de emergencias (112). Las tortugas fueron trasladadas inmediatamente a la zona de hospitalización de las instalaciones del centro de rescate, y sometidas a un examen veterinario exhaustivo. Las tortugas convalecientes se mantuvieron acomodadas en tanques de agua durante el periodo de rehabilitación. Inevitablemente, fue necesaria la eutanasia de algunos individuos debido a que presentaban cuadros diagnósticos graves sin perspectiva de mejora. El resto de tortugas fueron liberadas y reinsertadas en su medio al poco tiempo de confirmar su completa recuperación clínica.

La recogida de muestras y el examen de las mismas se realizó siguiendo el protocolo INDICIT (Matiddi et al., 2019; INDICIT consortium, 2018). Los restos de plástico contenidos en las deposiciones de los ejemplares vivos se recogieron diariamente desde su entrada en el Centro de Rescate de la Fundación *Palma Aquarium*. Las heces producidas por cada tortuga se recolectaron manualmente en cuanto se excretaron, utilizando un salabre de 0,5 mm de malla. Después de cada procedimiento, la red se revisó escrupulosamente y se retiraron todos los restos, los cuales se limpiaron, etiquetaron y preservaron. A continuación, se enjuagó la red del salabre con agua destilada. Todos los elementos plásticos extraídos se secaron a temperatura ambiente durante 24 horas antes de ser debidamente analizados.

### **2.3. Datos biométricos**

Se efectuó un sexaje mediante inspección visual del animal y se midieron los parámetros biométricos de cada individuo: peso (precisión de 0,01 kg), longitud curva del caparazón (CCL), longitud recta del caparazón (SCL), anchura curva del caparazón (ACC), anchura recta del caparazón (ARC), longitud curva del plastrón (LCP), longitud recta del plastrón (LRP), anchura curva del plastrón (ACP) y anchura recta del plastrón (ARP). Los datos morfométricos se midieron con una precisión de 0,01 cm. El CCL es ampliamente utilizado como parámetro representativo de la edad de las tortugas marinas (Casale et al., 2011).

## **2.4. Caracterización de los restos plásticos**

Se caracterizaron los desechos marinos contenidos en las deposiciones de las tortugas, con especial referencia a los plásticos. Todos los elementos se contabilizaron, pesaron (masa seca) y midieron (longitud máxima). En función del tamaño, los plásticos se agruparon en: macroplásticos (>20 mm), mesoplásticos (5-20 mm) y microplásticos (<5 mm) (Barnes et al., 2009). Según el protocolo del INDICIT, los ítems se clasificaron por su forma en: láminas (p.ej., bolsas de plástico flexible), hilos (elementos de aspecto filiforme, p.ej., fibras, filamentos y cuerdas), espumas (materiales porosos, p.ej., espuma de poliuretano) y fragmentos (piezas duras, rígidas y poco dúctiles, p.ej., tapón de botella). Se recogieron artículos no plásticos de origen orgánico, como pedazos de madera y restos de alimento no digerible, que se excluyeron del análisis. Los artículos de plástico también se clasificaron en las 12 categorías de colores observados (negro, morado, gris, azul, verde, rojo, rosa, amarillo, naranja, blanco y transparente).

## **2.5. Composición química de los polímeros plásticos**

Con el fin de minimizar la prolongación del estudio y optimizar la eficiencia de trabajo, se seleccionó una submuestra aleatoria representativa compuesta por 66 artículos (42,0% del total de plásticos recogidos) para el análisis. Tras retirar cualquier impureza que quedara sobre la superficie de los ítems, se analizaron todos los elementos presumiblemente plásticos mediante espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR; Bruker OPTICS, German). Las mediciones de FT-IR se realizaron en modo de reflectancia total atenuada (ATR) utilizando un rango de número de onda entre 400 y 4000  $\text{cm}^{-1}$  y 16 escaneos coañadidos y una resolución espectral de 4  $\text{cm}^{-1}$ . Los espectros generados se sometieron a una corrección de línea base para reducir el ruido y mejorar la calidad del espectro. El FT-IR es una herramienta analítica fiable y rentable para la identificación de polímeros y la evaluación de la calidad de los materiales plásticos. Los elementos detectados como no plásticos se descartaron del recuento. Los espectros se analizaron mediante la comparación con bases de datos espectrales de referencia, y se consideraron aceptables las similitudes con un *Hit Quality Index* (HQI) superior al 70% (Bergmann et al., 2017). El análisis se realizó con el apoyo de los Servicios Científico-Técnicos de la Universidad de las Islas Baleares.

## **2.6. Análisis de datos**

Las tortugas bobas se dividieron arbitrariamente en tres grupos etarios según su CCL: juveniles tempranos (CCL < 40 cm), juveniles tardíos (CCL 40 - 70 cm) y especímenes adultos (CCL > 70 cm), dado que las tortugas bobas del Mediterráneo atraviesan la etapa de transición

oceánico-nerítica al alcanzar 40 cm, y maduran cuando sobrepasan los 70 cm CCL (Casale et al., 2011; Margaritoulis et al., 2003).

El número medio de plásticos y el peso seco de los artículos de plástico por tortuga se calcularon teniendo en cuenta sólo los especímenes con plásticos defecados. Además, la ingestión de residuos plásticos se cuantificó como frecuencia de ocurrencia (%FO) (porcentaje de tortugas que contenían elementos plásticos en las deposiciones). Asimismo, en lo que respecta a las tortugas afectadas, se calculó la FO de cada categoría de forma, tamaño y color del plástico.

## **2.7. Análisis estadístico**

Los datos obtenidos se muestran como media  $\pm$  error estándar de la media. La distribución normal de los datos y la igualdad de varianzas (homocedasticidad) se evaluaron mediante la prueba de Shapiro-Wilk y la prueba de Bartlett, respectivamente. La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis se llevó a cabo para identificar las diferencias estadísticas en los valores promedio de masa seca de plásticos entre los tres grupos etarios. Se utilizó la prueba de Chi-cuadrado para comparar la FO entre las etapas de edad en los especímenes. La relación entre la longitud de las tortugas marinas (CCL) y el número de artículos de plástico o la masa seca de la basura plástica se evaluó mediante la correlación de rango de Spearman. En cualquier caso, se consideraron diferencias significativas con un  $p$ -valor  $< 0,05$ .

### 3. RESULTADOS

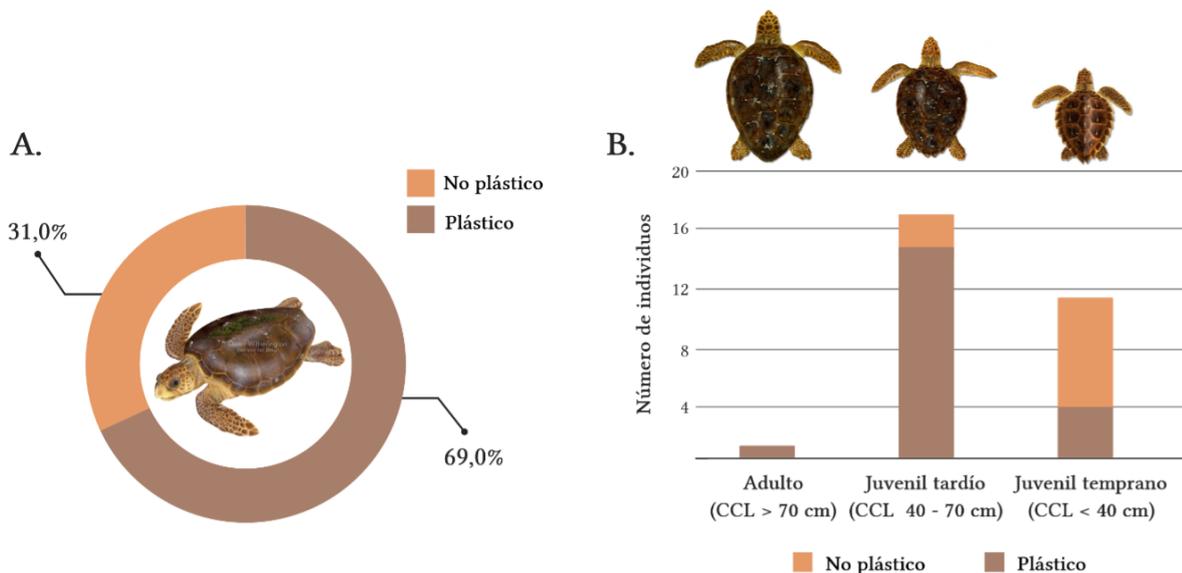
#### 3.1. Condición corporal de *C. caretta*: datos biométricos y causas de varamiento

Entre 2021 y 2022 se analizaron un total de 29 tortugas bobas varadas y encontradas aún con vida a lo largo del litoral balear. En concreto, 18 animales llegaron a las costas de Mallorca, 4 de Menorca, 3 de Ibiza y 4 de Formentera (Fig. 2). Las causas de entrada en el centro de rescate fueron: enmallamiento (57,1%), flotabilidad positiva (28,6%) y traumatismo (14,3%). En los casos de enmallamiento, 11 individuos sufrieron amputación parcial de la aleta anterior o posterior. Los 29 ejemplares de *C. caretta* se clasificaron en 11 juveniles tempranos, 17 juveniles tardíos y 1 adulto.

Los valores de CCL oscilaron entre 26,3 y 70,6 cm, con una media de  $49,0 \pm 14,2$  cm. El tamaño promedio fue de  $33,7 \pm 4,5$  cm para los juveniles tempranos y  $58,1 \pm 7,6$  cm para los juveniles tardíos. Tan solo se halló un único individuo adulto de 70,6 cm. El peso medio para las tres etapas de edad fue de  $4,9 \pm 2,2$  kg,  $25,1 \pm 10,5$  kg y  $50,6 \pm 0,0$  kg, respectivamente. Durante el periodo de rehabilitación, 5 tortugas murieron en el centro (ver material suplementario Tabla S1 para identificar a los especímenes fallecidos), aunque 3 de ellas excretaron plástico previamente a su defunción.

#### 3.2. Presencia de residuos plásticos: cantidad ingerida, número de ítems y peso medio

En total, 20 de las 29 tortugas ingirieron restos plásticos, lo que representa una frecuencia de ocurrencia (%FO) del 69,0% (Fig. 2A). En base al estadio de maduración, se encontraron mayores %FO en las deposiciones de los juveniles tardíos (88,2%), seguido por los juveniles tempranos (36,4%) (Fig. 3B). El grado de representatividad del único sujeto que compone la muestra extraída de una población adulta de *C. caretta*, imposibilita obtener valores orientativos precisos. Se identificaron diferencias estadísticamente significativas de la FO% en función del grupo etario (prueba de Chi-cuadrado;  $p = 0,016$ ), indicativo de que la incidencia de plásticos es notablemente superior en las tortugas más desarrolladas (CCL 40 - 70 cm).



**Figura 2. (A)** Frecuencia de ocurrencia (%FO) de residuos plásticos en tortugas bobas (*Caretta caretta*) vivas (n = 29) y **(B)** número de ejemplares de *C. caretta* recogidas vivas en las Islas Baleares que han ingerido plástico según las clases de tamaño.

Del conjunto de muestras fecales analizadas, se obtuvieron un total de 158 ítems de plástico, con una masa seca sumada de 30,1 g (ver material suplementario Figura S2 para observar algunas muestras de plástico excretadas). El número medio de piezas de plástico por tortuga fue de  $9 \pm 7$  n/ind. (rango: 1 - 22 n/ind.). En función de la clase etaria, la mayor cantidad de residuos se encontró en el grupo de juveniles tempranos, con un promedio de  $10 \pm 9$  n/ind., seguido de los juveniles tardíos con  $8 \pm 7$  n/ind., y, por último, la tortuga adulta de la que se recolectó un total de 5 ítems.

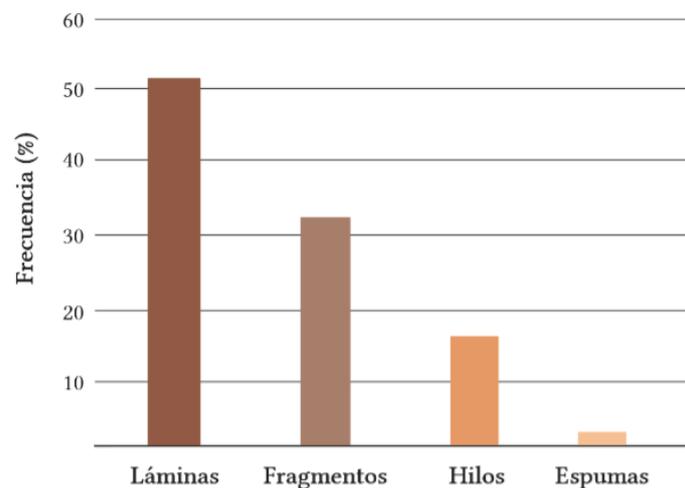
La carga de plásticos promedio por tortuga fue de  $1,5 \pm 2,1$  g/ind. (rango: 0,1 - 8,5 g/ind.), lo que corresponde a  $0,1 \pm 0,2$  g/kg (rango: 0,0 - 0,6 g/kg). No se evidenciaron diferencias significativas entre los juveniles tempranos ( $1,2 \pm 0,7$  g) y los juveniles tardíos ( $1,6 \pm 2,4$  g) (prueba de Kruskal-Wallis;  $p = 0,915$ ). La prueba de Spearman no reportó correlación alguna entre el CCL y la cantidad de elementos plásticos ( $r_s = -0,36$ ,  $p = 0,126$ ) ni el CCL frente a la masa seca de plástico ( $r_s = -0,45$ ,  $p = 0,060$ ). Para la mayoría de los especímenes (68,4%), el peso total de los artículos de plástico fue inferior a 1 g. El peso máximo de los restos recogidos fue de 8,5 g, los cuales fueron extraídos de un juvenil tardío (CCL = 52,6 cm).

El 32,1% de las tortugas expulsaron restos naturales, principalmente madera y porciones de alimento no digerible (p.ej. estructuras quitinosas), con una masa seca media de  $2,1 \pm 2,3$  g (rango: 0,01 - 23,9 g). Este tipo de elementos fueron excluidos del análisis.

### 3.3. Tiempo de residencia

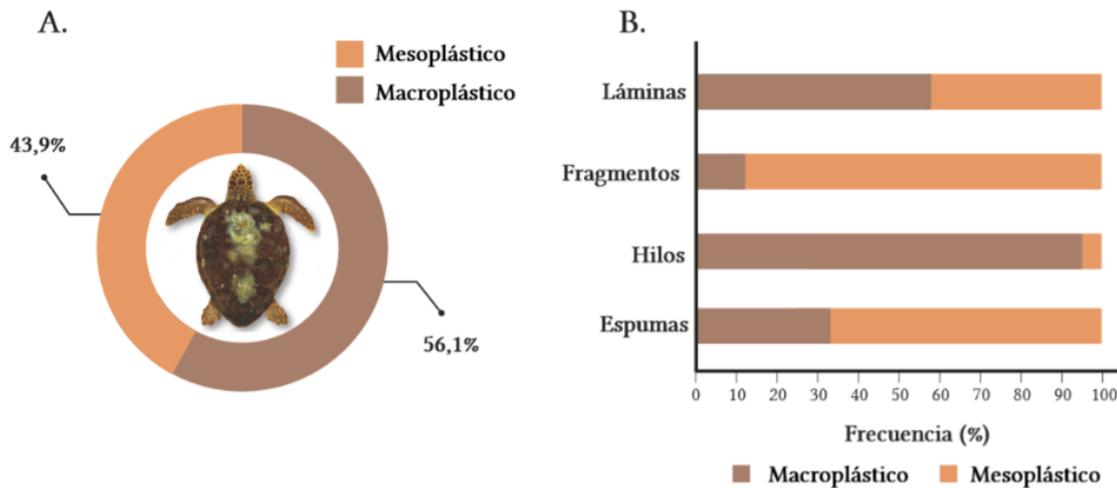
Desde su entrada en el centro de recuperación hasta la primera defecación de residuos plásticos, las tortugas tardaron un mínimo de 1 día y un máximo de 45 días. El número medio de días que se demoraron en expeler restos de plástico fue de  $10,3 \pm 7,4$  días. El tiempo promedio que estuvieron internadas en el centro de rescate fue de  $46,5 \pm 26,4$  días, con un mínimo de 6 días y un máximo de 94.

### 3.4. Caracterización de los restos plásticos: forma, tamaño y color.



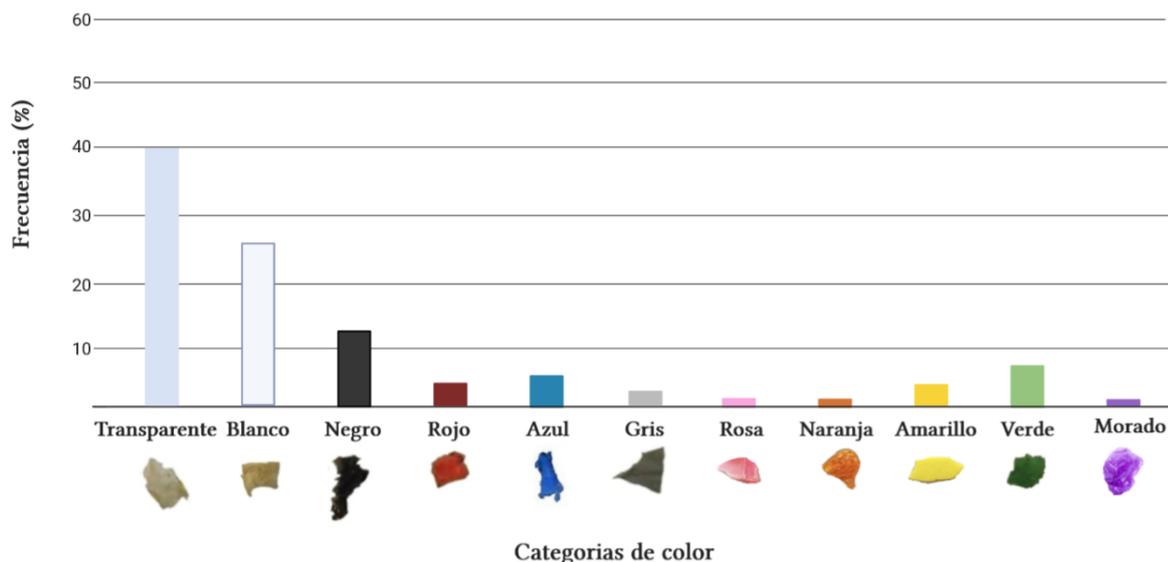
**Figura 3.** Frecuencia (%) de los residuos plásticos encontrados en las deposiciones de ejemplares vivos de tortugas bobas (*Caretta caretta*), agrupados por formas según el protocolo INDICIT.

Los individuos de *C. caretta* ingirieron con mayor frecuencia láminas (50,6%), seguidas de fragmentos (31,6%), fibras (15,8%) y en última instancia, espumas (1,9%) (Fig. 3). Las fibras ( $11,0 \pm 9,3$  g) fueron significativamente más pesadas que los otros tipos de desechos, y los fragmentos ( $1,6 \pm 0,79$  g) fueron significativamente más ligeros (prueba de Kruskal-Wallis;  $p < 0,05$ ).



**Figura 4. (A)** Frecuencia (%) de residuos plásticos encontrados en las deposiciones de tortugas bobas (*Caretta caretta*) vivas recuperadas en las Islas Baleares, categorizados según su tamaño en microplásticos, mesoplásticos y macroplásticos. **(B)** Frecuencia (%) de microplásticos, mesoplásticos y macroplásticos según su forma (láminas, fragmentos hilos y espumas)

De las piezas de plástico recogidas, la longitud máxima ( $L_{max}$ ) osciló entre 6 mm (lámina) y 1 470 mm (hilo de fibra sintética), con un promedio de  $46,6 \pm 59,5$  mm. Los ítems eran generalmente de tamaño comido, predominando los macroplásticos (>25 mm, 56,1%) frente a los mesoplásticos (5–25 mm, 43,9%) (Fig. 4A y 4B). No se constató la presencia de microplásticos. La longitud media de los residuos según su tipología fue mayor en el caso de los hilos ( $108,0 \pm 93,2$  mm), seguido de las láminas ( $33,5 \pm 21,2$  mm), las espumas ( $22,0 \pm 2,8$  mm) y finalmente los fragmentos ( $15,5 \pm 7,9$  mm). El incidente más notorio lo protagonizaron dos juveniles tardíos. Uno de ellos ingirió 8 elementos plásticos (principalmente cordones de considerable grosor y extensión), que al intentar expulsarlos, se atoraron temporalmente en la cavidad cloacal produciendo un severo bloqueo (ver material suplementario Figura S3-A y S3-B). El otro individuo, ingirió un filamento ajado de 1,47 m, equivalente a 3 veces el valor de su CCL, y cuyos extremos podían observarse simultáneamente en la cavidad oral y la cloaca (ver material suplementario Figura S3-C). El estado de la tortuga era crítico, ya que el filamento comprometía la totalidad del sistema digestivo y, de no haberlo expulsarlo naturalmente, hubiera sido necesaria una intervención quirúrgica de extracción.

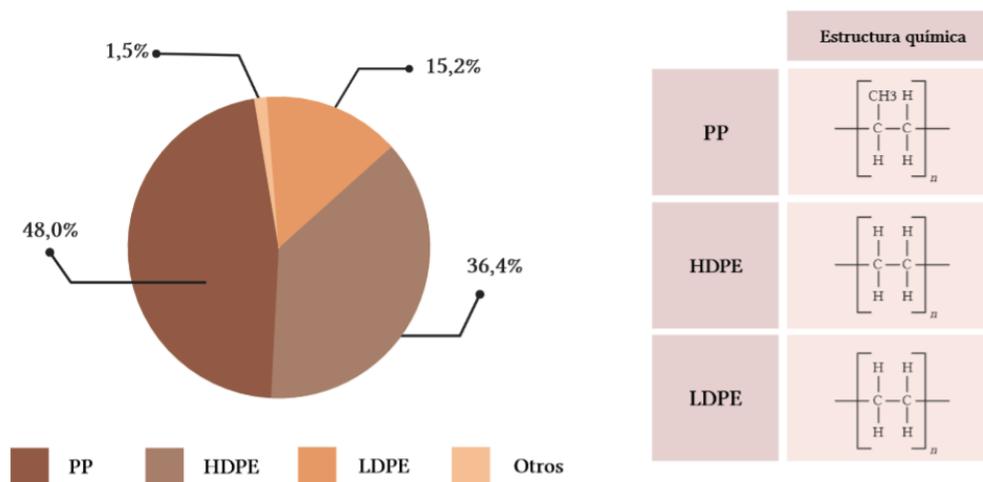


**Figura 5.** Abundancia de elementos de plástico encontrados en las tortugas bobas (*Caretta caretta*), subdividida en categorías de colores. El porcentaje de cada categoría con respecto a la cantidad total se muestra en la figura.

Respecto al color, hay una clara dominancia de piezas transparentes (40,4%), seguidas del blanco (25,6%), el negro (12,8%), el verde (7,1%), el rojo (3,8%), el azul (3,2%), el amarillo (2,6%), el gris (1,9%), el rosa (1,3%), el naranja (0,6%) y por último el morado (0,6%) (Fig. 5). Los elementos blancos y transparentes constituyeron el 66% de los desechos ingeridos por *C. caretta*. Existen diferencias significativas entre las categorías de color (prueba de Chi-cuadrado;  $p < 0,05$ ).

### 3.5. Composición química de los polímeros plásticos

Los plásticos recuperados de *C. caretta* se caracterizaron mediante espectroscopia FT-IR para determinar los polímeros más frecuentes. Se recolectó una muestra compuesta que representaba las principales categorías de los residuos plásticos caracterizados. Las 66 muestras seleccionadas (42,0% del total de elementos) incluían láminas, fragmentos, fibras y espumas.



**Figura 6.** Frecuencia (%) de polímeros plásticos encontrados mediante análisis FT-IR (n = 66) en tortugas bobas (*Caretta caretta*) muestreadas en las Islas Baleares (PP: polipropileno, HDPE: polietileno de alta densidad, LDPE: polietileno de baja densidad).

Se identificaron un total de 4 tipos de polímeros (Fig. 6), de los cuales, aquellos más livianos que el agua de mar (densidad específica = 1,02 g/cm<sup>3</sup>), como el PP (0.90 g/cm<sup>3</sup>), el HDPE (0.94 - 0.97 g/cm<sup>3</sup>) y el LDPE (0.91 - 0.94 g/cm<sup>3</sup>) constituyeron, en términos de cantidad, una gran proporción del total examinado (98,0%). Los artículos compuestos por poliolefina fueron los más abundantes, predominando el PP (48,0%) seguido del HDPE (36,4%) y el LDPE (15,2%) (ver material suplementario Figura S4 para observar los espectros producidos por cada tipo de polímero). Tan solo se halló un único ítem formado por terpolímero, un material heterogéneo derivado de tres especies de polímeros, que supuso el 1,5% del total analizado.

#### 4. DISCUSIÓN

En el siglo XXI, casi todos los océanos y mares del mundo están contaminados por plásticos, pudiéndose encontrar residuos plásticos en zonas tan recónditas como el antártico o las fosas abisales (Ahmad et al., 2020). El Mediterráneo representa una de las regiones más impactadas del mundo (Llorca et al., 2020; Macias et al., 2022) con estimaciones recientes de la UICN sobre el total de plásticos acumulados en el Mediterráneo (superficie, fondo marino, columna de agua y costas) que oscilan entre 53 500 y 3 546 700 toneladas (Boucher y Bilard, 2020). El número de especies marinas afectadas negativamente por la ingestión de desechos plásticos ha aumentado de 331 en 2015 (Kühn et al., 2015) a 701 en 2019 (Kühn y van Franeker, 2020). Entre la megafauna marina, los quelonioideos han sido uno de los taxones más damnificados. Según una revisión reciente de Kühn y van Franeker (2020), la %FO estimada de ingestión de residuos plásticos entre las tortugas marinas (32%) fue mayor que entre las aves (28%) y los mamíferos marinos (4%). El valor del %FO presentado en el presente estudio (69,0%) está muy por encima de la media mundial de exposición de los organismos marinos a los residuos plásticos (Kühn y van Franeker, 2020).

La %FO en *C. caretta* es generalmente inferior al 50% (media  $\approx$  35,2%), aunque fluctúa enormemente dependiendo de la región considerada. Por ejemplo, los valores son muy cercanos al 0% en el océano Atlántico noroccidental, y pueden llegar al 80% en el océano Pacífico central norte (Frick et al., 2001; Peckham et al., 2011; Clukey et al., 2017). La variabilidad también es alta en el mar Mediterráneo, con valores que oscilan entre el 2,4% y el 85% en las cuencas oriental y occidental, respectivamente (Kaska et al., 2004; Matiddi et al., 2017). La FO% obtenida (69,0%) es semejante a la reportada en un estudio previo en el archipiélago balear (68,9%) y comparable a la documentada en otras localidades del Mediterráneo español, concretamente, 79,6% en áreas del noreste de España (Solomando et al., 2022; Tomás et al., 2002). El peso seco promedio de los residuos encontrados en el presente trabajo (1,5 g) es similar a los descritos en otros emplazamientos del Mediterráneo occidental (Casale et al., 2008; Casale et al., 2016; Camedda et al., 2014).

Existen varios razonamientos que explican el motivo por el cual las tortugas ingieren residuos con regularidad. La considerable incidencia de consumo de plástico puede atribuirse a rasgos anatómicos particulares y al estilo de vida propio de la especie. Las papilas dérmicas cuniculares y queratinizadas que revisten el esófago impiden expulsar a la presa una vez deglutida. De la misma manera, la ausencia de diafragma imposibilita la regurgitación (Müller et al., 2012). La tortuga boba es esencialmente zoófaga, con un espectro alimentario amplio y de carácter oportunista, aprovechando cualquier alimento potencial tanto en zonas

oceánicas como neríticas (Tomás et al., 2002; Casale et al., 2008). Esta estrategia de alimentación las hace sumamente vulnerables a la ingestión de desechos marinos.

Los hábitats utilizados por las tortugas están tradicionalmente ligados a su historia vital. Debido a su comportamiento y distribución, las tortugas que habitan en zonas oceánicas aumentan la probabilidad de ingerir desechos marinos flotantes (Schuyler et al., 2016). En términos generales, las poblaciones de tortugas bobas que habitan en zonas oceánicas son las más pequeñas (post-neonatos y juveniles tempranos). Sin embargo, en varias poblaciones de tortuga boba existe una dicotomía, ya que algunas tortugas utilizan las zonas oceánicas en etapas adultas o subadultas (Hatase et al., 2002; Hawkes et al., 2006), como es el caso del Mediterráneo occidental y central para las tortugas bobas juveniles tardías (Tomás et al., 2001; Revellés et al., 2007; Casale et al., 2008). Este argumento podría explicar por qué los juveniles tardíos tienen una %FO significativamente mayor a la presentada por juveniles tempranos. Así mismo, las tortugas más grandes retienen los alimentos durante mayores periodos porque tienen intestinos más largos y necesitan más tiempo para completar la digestión (Tomás et al., 2001; Costa, 2009). De hecho, un análisis de los datos sobre el tránsito de los alimentos a través de los intestinos de las tortugas bobas reportados en Di Bello et al. (2006), encontraron que el tiempo de retención digestiva de los alimentos fue significativamente mayor en las tortugas de mayor peso, aunque esta tendencia no siempre se observa (Valente et al., 2008).

A pesar de la elevada ocurrencia de residuos en las tortugas bobas observadas en el presente estudio, existe poca evidencia de que los elementos plásticos hayan causado impactos físicos graves, como obstrucciones crónicas o perforaciones en el intestino. La escasa cantidad de desechos también sugiere una dilución dietaria poco alarmante (Clukey et al., 2017). Las tortugas marinas, y especialmente *C. caretta*, denotan una gran resistencia a la ingestión de desechos, de acuerdo con la aparente baja mortalidad registrada en la literatura. Los casos letales de ingestión de restos marinos en otros estudios suelen ser meramente ocasionales (0-2 casos) (Lazar et al., 2011; Nicolau et al., 2016; Pham et al., 2017). Tan solo Blasi y Mattei (2017) reportaron una mortalidad significativa (38,6%) de tortugas bobas asociada a una oclusión gastrointestinal por la ingestión de desechos antropogénicos. Sin embargo, la ingestión real de residuos plásticos es difícil de evaluar, pues generalmente no se traduce en una tasa de mortalidad que pueda ser contabilizada. Ésta se manifiesta mediante disminuciones en la capacidad reproductiva de las poblaciones, lesiones o malformaciones físicas determinantes que desembocan en una baja eficacia biológica de los ejemplares afectados.

Gracias al diámetro del tracto gastrointestinal (TGI), la mayor parte de los cuerpos extraños pasan a través de él sin complicaciones (Kühn et al., 2015). No obstante, en un caso aislado presentado en este estudio, un filamento deshilachado ingerido por un tortuga provocó un fenómeno similar al “síndrome de acordeón” (Valente et al., 2007). Esto sucede cuando, el filamento transita extendiéndose por el sistema digestivo llegando a la cloaca y saliendo parcialmente por ella, comprometiendo gravemente el canal alimentario de la tortuga.

Lynch (2018) recomendó la masa de residuos por masa de tortuga (g/kg) como una unidad óptima para evaluar la cantidad de desechos plásticos ingeridos. Siguiendo su proposición, se aplicó esta unidad de concentración para la comparación de los niveles de consumo de plástico entre regiones. Las tortugas bobas de este estudio (0,1 g/kg) ingirieron aproximadamente la misma cantidad de residuos plásticos que las encontradas en la costa sureste de España (0,094 g/kg) (Domènech et al., 2019). La variación a nivel individual de las cargas de plástico suele ser grande y fuertemente sesgada. Esto se debe probablemente a numerosos factores, entre los que se incluyen las diferencias de edad, la probabilidad de ingestión de desechos, el tiempo de retención, así como la influencia de patrones estacionales y espaciales de la exposición al plástico.

La cantidad ingerida por individuos juveniles tardíos es ligeramente superior a la exhibida por juveniles tempranos, aunque sin diferencias significativas. En los hábitats en los que confluyen varias clases de tamaño de las tortugas, la cantidad de desechos ingeridos se explicaría por el ratio de ingesta. Esta proporción aumenta con el tamaño de las tortugas. Aunque la tasa metabólica por kilo de tortuga disminuye con el peso de la misma, las necesidades energéticas absolutas son mayores a medida que la tortuga incrementa su talla (Wallace y Jones, 2008). En consecuencia, las tortugas de mayor tamaño consumen prominentes cantidades de alimento debido a elevados requerimientos nutricionales, aumentando así la tasa de ingesta y por ende, de plásticos. Por otra parte, las tortugas más grandes tienen una menor limitación en la boca y, por lo tanto, pueden engullir piezas de desechos más voluminosas (Costa, 2009).

En general, la tipología de los desechos descritos es notablemente similar a la reportada en estudios anteriores, siendo los plásticos laminados y los fragmentos los elementos más comunes, seguidos por los hilos (Casale et al., 2016; Domènech et al., 2019). Curiosamente, los materiales espumados se ingieren con menor frecuencia. Schuyler et al. (2012) sugirieron que la cantidad y características de los plásticos ingeridos pueden diferir según la fase del ciclo vital de las tortugas marinas (es decir, tortugas pelágicas jóvenes frente a tortugas

bentónicas de edad avanzada), estar relacionadas con la dieta y supeditadas al rango geográfico que ocupan.

Los resultados del presente estudio evidenciaron diferencias significativas en los valores de abundancia entre las categorías de color de los elementos plásticos. Este trabajo demuestra que las tortugas son realmente selectivas en cuanto a las piezas plásticas, y también proporciona apoyo a la ampliamente postulada "hipótesis de las medusas" (Schuyler et al., 2014). Presuntamente, las tortugas seleccionan los plásticos en función de su flexibilidad y translucidez. Es sugerible que las tortugas prefieren objetos altamente flexibles y diáfanos, ambas características clave de una de sus presas naturales predilectas: los celenterados. Por otra parte, el predominio de artículos laminados transparentes y blancos en las muestras fecales analizadas podría reflejar también que esta tipología y coloración son el tipo de plástico más extendido en las costas de las Islas Baleares (Compa et al., 2020; Martí et al., 2020), además de ser los más utilizados en la industria de los envasados en los últimos años (PlasticsEurope, 2020).

La población de *C. caretta* que frecuenta el mar Balear está formada principalmente por juveniles y subadultos, con una longitud curva del caparazón (CCL) de entre 26 y 70 cm, ya que la madurez sexual se suele alcanzar a partir de los 70 cm. Tan solo se halló un único individuo reproductor novicio (CCL = 70,6 cm). El tamaño de los ejemplares de este estudio corresponde con la media habitual registrada en especímenes del Mediterráneo Occidental, puesto que no es una zona de congregación típica para las tortugas sexualmente activas (Carreras et al., 2004). La mayoría de los individuos se encuentran aún en la fase de migración y con un estilo de vida fundamentalmente pelágico. Este hecho podría aumentar la probabilidad de encuentro con desechos plásticos flotantes, como aquellos compuestos por polipropileno (PP) o polietileno de alta o baja densidad (HDPE, LDPE). Estos son utilizados en una amplia variedad de aplicaciones que incluyen empaques para alimentos, unidades de envasado, tejidos, sacos, bolsas plásticas y componentes automotrices, entre otros (Emblem, 2012).

Las poliolefinas son especialmente perdurables, resultado de su elevado peso molecular e hidrofobicidad, y a la ausencia de grupos funcionales susceptibles de ser atacados por enzimas microbianas (Mather, 2017). Un estudio dirigido por Rochman et al. (2013) constató que las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y bifenilos policlorados (PCB) absorbidos por el HDPE, el LDPE y el PP fueron sistemáticamente mayores que las absorbidos por el tereftalato de polietileno (PET) y el policloruro de vinilo

(PVC). Estos datos implican que los productos fabricados con HDPE, LDPE y PP suponen un mayor riesgo que aquellos con PET y PVC, al concentrar estas sustancias químicas peligrosas en los restos de plástico fragmentados que ingieren los animales marinos.

Los ejemplares en el centro de recuperación excretaron elementos de plástico en las heces durante más de un mes. En un caso particular, un juvenil tardó defecó por primera vez 5 fragmentos después de 45 días de estancia en el centro de rescate. Los informes centrados en el tiempo de residencia de sustancias en el TGI de las tortugas bobas evidencian que los materiales pueden ser expulsados incluso después de más de 120 días (Casale y Heppell, 2016; Hoarau et al., 2014). A pesar de la aparente inocuidad, Teuten et al. (2009) afirmaron que una estancia prolongada de los residuos en el tracto digestivo de la tortuga puede aumentar el riesgo de padecer efectos subletales relacionados con los contaminantes químicos. La exposición crónica ante los contaminantes orgánicos y aditivos de los desechos plásticos producen una cadena de acontecimientos causales en serie a diferentes niveles de la organización biológica. Tras reducirse el estado fisiológico óptimo, se da lugar a una alteración sistémica aguda evidente en los que se observa cierto grado de deterioro tanto en las actividades metabólicas como en los patrones de comportamiento típicos de la especie (Franzellitti et al., 2019). Otros efectos a largo plazo incluyen la disminución de las tasas de crecimiento, la fecundidad, el éxito reproductivo, el retraso de la maduración sexual y las disfunciones de los sistemas endocrinos que podrían tener consecuencias demográficas negativas y amenazar la estabilidad de las poblaciones de tortugas marinas (Hoarau et al., 2014; Vegter et al., 2014). Por tanto, al margen de la supervivencia inicial, no se puede descartar que la ingestión de plástico haya podido acarrear efectos subletales en los especímenes afectados que dificulten su funcionamiento normal como individuo a largo plazo tras la reintroducción.

Los resultados expuestos en este estudio pueden parecer crípticos para quien no posee una clave de interpretación adecuada. Recientemente, Provencher et al. (2017) destacaron la necesidad de una aplicación coherente y razonada de directrices para efectuar un análisis transversal de datos entre estudios. Por lo tanto, se hace imperante la necesidad de contar con herramientas de investigación funcionales que permitan una correcta apreciación. Las estrategias de conservación de las poblaciones de tortugas marinas a escala mundial, y especialmente en el Mar Mediterráneo, afronta múltiples amenazas fundamentalmente manteniendo como protagonista al ser humano. La eliminación adecuada de los residuos, en particular los artículos comunes de un único uso, como las bolsas de plástico y otros artículos blandos y translúcidos que son consumidos preferentemente por *C. caretta*, puede ayudar a

reducir el rápido aumento de las tasas de ingestión de desechos en las tortugas bobas amenazadas.

## 5. CONCLUSIONES

Las múltiples facetas de la contaminación plástica, la degradación del hábitat en las playas de anidación y la captura accidental en artes de pesca, han sido identificados como los principales factores que comprometen la supervivencia de *C. caretta*. La ingesta de plásticos y otros residuos de origen antropogénico, señalados a menudo como una amenaza para las tortugas bobas, sigue siendo un problema constante y especialmente relevante en las islas Baleares. El análisis de contenidos fecales ha revelado que se trata de un fenómeno habitual, aunque normalmente en cantidades reducidas. Se detectaron elementos de plástico en 20 de las 29 tortugas rehabilitadas en el centro de rescate, siendo la gran mayoría de ellos macrolásticos. Este estudio evidenció que los elementos plásticos pueden persistir en el tracto digestivo durante al menos 45 días antes de ser excretados. Además, parece ser que las tortugas bobas de las Islas Baleares ingieren preferentemente láminas y fragmentos de plástico blanco y transparente, compuestos en su mayoría por polímeros de HDPE y PP. En definitiva, la identificación de los polímeros plásticos confieren una sólida capacidad predictiva sobre sus fuentes de emisión, tasa de degradación y su destino. Los resultados provistos en este trabajo aumentan los datos disponibles sobre la ingestión de plásticos por parte de las tortugas bobas y apoyan su uso potencial como especies indicadoras para el seguimiento de los residuos plásticos en el medio marino a escala de cuenca. No obstante, es necesario realizar más esfuerzos para estandarizar los procedimientos vehiculares destinados a cuantificar la presencia de residuos ingeridos. Además, se necesita una amplia investigación para establecer la amenaza real de los efectos de la ingestión de plásticos en el rendimiento y la supervivencia de las tortugas marinas.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

1. Löhr, A., Savelli, H., Beunen, R., Kalz, M., Ragas, A., & Van Belleghem, F. (2017). Solutions for global marine litter pollution. *Current opinion in environmental sustainability*, 28, 90-99.
2. Walker, T. R. (2018). Drowning in debris: Solutions for a global pervasive marine pollution problem. *Mar. Pollut. Bull.*, 126(338).
3. Tessnow-von Wysocki, I., & Le Billon, P. (2019). Plastics at sea: Treaty design for a global solution to marine plastic pollution. *Environmental Science & Policy*, 100, 94-104.
4. PlasticEurope (2020). *Plastics – the Facts 2020 An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Bruxelles: Plastics Europe.
5. Silva, A. L. P., Prata, J. C., Walker, T. R., Duarte, A. C., Ouyang, W., Barcelò, D., & Rocha-Santos, T. (2021). Increased plastic pollution due to COVID-19 pandemic: Challenges and recommendations. *Chemical Engineering Journal*, 405, 126683.
6. Llorca, M., Álvarez-Muñoz, D., Ábalos, M., Rodríguez-Mozaz, S., Santos, L. H., León, V. M., et al. (2020). Microplastics in Mediterranean coastal area: Toxicity and impact for the environment and human health. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 27, e00090.
7. Macias, D., Stips, A., & Hanke, G. (2022). Model based estimate of transboundary litter pollution on Mediterranean coasts. *Marine pollution bulletin*, 175, 113121.
8. WWF (2018). *The Mediterranean at risk of becoming 'a sea of plastic'*. Gland: WWF
9. UNEP/MAP (2015). *Marine Litter assessment in the Mediterranean*. Nairobi: United Nations Environment Program
10. Barnes, D. K., 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.
11. Coyle, R., Hardiman, G., & O'Driscoll, K. (2020). Microplastics in the marine environment: A review of their sources, distribution processes, uptake and exchange in ecosystems. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2, 100010.
12. Yamauchi, T., Nakajima, R., Tsuchiya, M., Yabuki, A., Kitahashi, T., Nagano, Y., et al. (2021). Plastic additives in deep-sea debris collected from the western North Pacific and estimation for their environmental loads. *Science of The Total Environment*, 768, 144537.

13. Gallo, F., Fossi, C., Weber, R., Santillo, D., Sousa, J., Ingram, I., et al. (2018). Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environmental Sciences Europe*, 30(1), 1-14.
14. Hardesty, B. D., Good, T. P., & Wilcox, C. (2015). Novel methods, new results and science-based solutions to tackle marine debris impacts on wildlife. *Ocean & Coastal Management*, 115, 4-9.
15. Tomas, J., Aznar, F. J., & Raga, J. A. (2001). Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. *Journal of Zoology*, 255(4), 525-532.
16. Schuyler, Q., Hardesty, B. D., Wilcox, C., & Townsend, K. (2012). To eat or not to eat? Debris selectivity by marine turtles. *PloS one*, 7(7), e40884.
17. Clusa, M., Carreras, C., Cardona, L., Demetropoulos, A., Margaritoulis, D., Rees, A. F., et al. (2018). Philopatry in loggerhead turtles *Caretta caretta*: beyond the gender paradigm. *Marine Ecology Progress Series*, 588, 201-213.
18. Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Hurley, B. J., Finkbeiner, E. M., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., et al. (2010). Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *Plos one*, 5(12), e15465.
19. Camiñas, J. A. (2002). Estatus y conservación de las tortugas marinas en España. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-AHE, Madrid*, 385-420.
20. Camiñas, J. A., Báez, J. C., Ayllón, E., Marco, A., Hernández-Sastre, L., López, M. I., et al. (2021). Estado de conservación de las tortugas marinas en España (revisión del periodo 2013-2018). In *Anales de Biología* (No. 43, pp. 175-198). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia.
21. Provencher, J. F., Bond, A. L., Avery-Gomm, S., Borrelle, S. B., Rebolledo, E. L. B., Hammer, S., et al. (2017). Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Analytical Methods*, 9(9), 1454-1469.
22. Galgani, F., Claro, F., Depledge, M., & Fossi, C. (2014). Monitoring the impact of litter in large vertebrates in the Mediterranean Sea within the European Marine Strategy Framework Directive (MSFD): constraints, specificities and recommendations. *Marine environmental research*, 100, 3-9.

23. Pibot, A., & Claro, F. (2012). Impacts écologiques des déchets marins. Sous-région marine Golfe de Gascogne. Evaluation initiale DCSMM.
24. Lazar, B., & Gračan, R. (2011). Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. *Marine pollution bulletin*, 62(1), 43-47.
25. Campani, T., Baini, M., Giannetti, M., Cancelli, F., Mancusi, C., Serena, F., et al. (2013). Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 225-230.
26. Tomás, J., Guitart, R., Mateo, R., & Raga, J. A. (2002). Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean. *Marine pollution bulletin*, 44(3), 211-216.
27. Hanke, G., Galgani, F., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., et al. (2013). Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas: a guidance document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive.
28. Marco, A., Carreras, C., Abella, E. (2009). Tortuga boba - *Caretta caretta*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles.
29. IUCN (2015). Red list of threatened species. Version 2020.1.
30. Domènech, F., Aznar, F. J., Raga, J. A., & Tomás, J. (2019). Two decades of monitoring in marine debris ingestion in loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, from the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, 244, 367-378.
31. Clukey, K. E., Lepczyk, C. A., Balazs, G. H., Work, T. M., & Lynch, J. M. (2017). Investigation of plastic debris ingestion by four species of sea turtles collected as bycatch in pelagic Pacific longline fisheries. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1-2), 117-125.
32. Hoarau, L., Ainley, L., Jean, C., & Ciccione, S. (2014). Ingestion and defecation of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from by-catches in the South-West Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 84(1-2), 90-96.
33. Nelms, S. E., Duncan, E. M., Broderick, A. C., Galloway, T. S., Godfrey, M. H., Hamann, M. et al. (2016). Plastic and marine turtles: a review and call for research. *ICES Journal of Marine Science*, 73(2), 165-181.

34. McCauley, S. J., & Bjorndal, K. A. (1999). Conservation implications of dietary dilution from debris ingestion: sublethal effects in post-hatchling loggerhead sea turtles. *Conservation biology*, 13(4), 925-929.
35. Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., et al. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 2027-2045.
36. Sala, B., Balasch, A., Eljarrat, E., & Cardona, L. (2021). First study on the presence of plastic additives in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from the Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*, 283, 117108.
37. Di Renzo, L., Mascilongo, G., Berti, M., Bogdanović, T., Listeš, E., Brkljača, M., et al. (2021). Potential impact of microplastics and additives on the health status of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) stranded along the central adriatic coast. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(3), 1-20.
38. Savoca, D., Arculeo, M., Vecchioni, L., Cambera, I., Visconti, G., Melfi, R., et al. (2021). Can phthalates move into the eggs of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta*? The case of the nests on the Linosa Island in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112395.
39. Franzellitti, S., Canesi, L., Auguste, M., Wathsala, R. H., & Fabbri, E. (2019). Microplastic exposure and effects in aquatic organisms: a physiological perspective. *Environmental toxicology and pharmacology*, 68, 37-51.
40. Compa, M., Alomar, C., Mourre, B., March, D., Tintoré, J., & Deudero, S. (2020). Nearshore spatio-temporal sea surface trawls of plastic debris in the Balearic Islands. *Marine environmental research*, 158, 104945.
41. Matiddi, M., Delucia, G. A., Silvestri, C., Darmon, G., Tomás, J., Pham, C. K., et al. (2019). Data collection on marine litter ingestion in sea turtles and thresholds for good environmental status. *JoVE (Journal of Visualized Experiments)*, (147), e59466.
42. INDICIT consortium, (2018). Monitoring marine litter impacts on sea turtles. Protocol for the Collection of Data on Ingestion and Entanglement in the Loggerhead Turtle, *Caretta caretta* Linnaeus., 1758.
43. Casale, P., Mazaris, A. D., & Freggi, D. (2011). Estimation of age at maturity of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean using length-frequency data. *Endangered species research*, 13(2), 123-129.

44. Bergmann, M., Wirzberger, V., Krumpfen, T., Lorenz, C., Primpke, S., Tekman, M. B., & Gerdt, G. (2017). High quantities of microplastic in Arctic deep-sea sediments from the HAUSGARTEN observatory. *Environmental science & technology*, 51(19), 11000-11010
45. Margaritoulis, D., Argano, R., Baran, I., Bentivegna, F., Bradai, M. N., Camiñas, J. A., et al. (2003). Loggerhead turtles in the Mediterranean: present knowledge and conservation perspectives. *Loggerhead Sea Turtles (editors: AB Bolten and BE Witherington)*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA, 175-198.
46. 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.
47. Boucher, J., & Billard, G. (2020). *The Mediterranean* (No. REPORT\_SBM). IUCN.
48. Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., & Franeker, J. A. V. (2015). Deleterious effects of litter on marine life. *Marine anthropogenic litter*, 75-116.
49. Kühn, S., & Van Franeker, J. A. (2020). Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110858.
50. Frick, M. G., Williams, K. L., Pierrard, L. (2001). Summertime foraging and feeding by immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from Georgia. *Chelonian Conservation Biology*, 4, 178-181.
51. Peckham, S. H., Maldonado-Diaz, D., Tremblay, Y., Ochoa, R., Polovina, J., Balazs, G., et al. (2011). Demographic implications of alternative foraging strategies in juvenile loggerhead turtles *Caretta caretta* of the North Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 425, 269-280.
52. Clukey, K. E., Lepczyk, C. A., Balazs, G. H., Work, T. M., & Lynch, J. M. (2017). Investigation of plastic debris ingestion by four species of sea turtles collected as bycatch in pelagic Pacific longline fisheries. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1-2), 117-125.
53. Kaska, Y., Celik, A., Bag, H., Aureggi, M., Özel, K., Elçi, A., et al. (2004). Heavy metal monitoring in stranded sea turtles along the Mediterranean coast of Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13(8), 769-776.
54. Matiddi, M., Hochscheid, S., Camedda, A., Baini, M., Cocumelli, C., Serena, F., et al. (2017). Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): A target species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea. *Environmental pollution*, 230, 199-209.

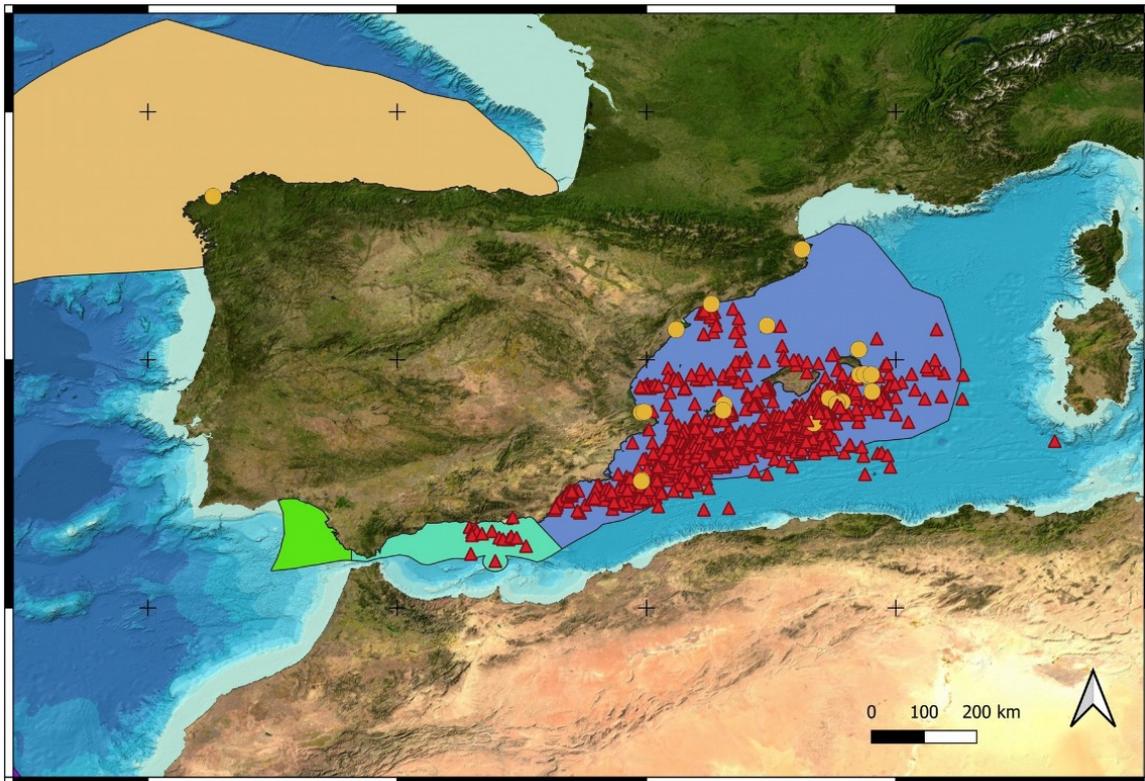
55. Solomando, A., Pujol, F., Sureda, A., & Pinya, S. (2022). Ingestion and characterization of plastic debris by loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, in the Balearic Islands. *Science of The Total Environment*, 826, 154159.
56. Casale, P., Abbate, G., Freggi, D., Conte, N., Oliverio, M., & Argano, R. (2008). Foraging ecology of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the central Mediterranean Sea: evidence for a relaxed life history model. *Marine Ecology Progress Series*, 372, 265-276.
57. Casale, P., Freggi, D., Paduano, V., & Oliverio, M. (2016). Biases and best approaches for assessing debris ingestion in sea turtles, with a case study in the Mediterranean. *Marine pollution bulletin*, 110(1), 238-249.
58. Camedda, A., Marra, S., Matiddi, M., Massaro, G., Coppa, S., Perilli, A., et al. (2014). Interaction between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) and marine litter in Sardinia (Western Mediterranean Sea). *Marine environmental research*, 100, 25-32.
59. Müller, C., Townsend, K., & Matschullat, J. (2012). Experimental degradation of polymer shopping bags (standard and degradable plastic, and biodegradable) in the gastrointestinal fluids of sea turtles. *Science of the Total Environment*, 416, 464-467.
60. Schuyler, Q. A., Wilcox, C., Townsend, K. A., Wedemeyer-Strombel, K. R., Balazs, G., van Sebille, E., & Hardesty, B. D. (2016). Risk analysis reveals global hotspots for marine debris ingestion by sea turtles. *Global Change Biology*, 22(2), 567-576.
61. Hatase, H., Takai, N., Matsuzawa, Y., Sakamoto, W., Omuta, K., Goto, K., et al. (2002). Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series*, 233, 273-281.
62. Hawkes, L. A., Broderick, A. C., Coyne, M. S., Godfrey, M. H., Lopez-Jurado, L. F., Lopez-Suarez, P., et al. (2006). Phenotypically linked dichotomy in sea turtle foraging requires multiple conservation approaches. *Current Biology*, 16(10), 990-995.
63. Revelles, M., Cardona, L., Aguilar, A., & Fernández, G. (2007). The diet of pelagic loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the Balearic archipelago (western Mediterranean): relevance of long-line baits. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(3), 805-813.
64. Costa, G. C. (2009). Predator size, prey size, and dietary niche breadth relationships in marine predators. *Ecology*, 90(7), 2014-2019.

65. Di Bello, A., Valastro, C., Staffieri, F., & Crovace, A. (2006). Contrast radiography of the gastrointestinal tract in sea turtles. *Veterinary Radiology & Ultrasound*, 47(4), 351-354.
66. Valente, A. L., Marco, I., Parga, M. L., Lavin, S., Alegre, F., & Cuenca, R. (2008). Ingesta passage and gastric emptying times in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Research in veterinary science*, 84(1), 132-139.
67. Blasi, M. F., & Mattei, D. (2017). Seasonal encounter rate, life stages and main threats to the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in the Aeolian Archipelago (southern Tyrrhenian Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(3), 617-630.
68. Nicolau, L., Marçalo, A., Ferreira, M., Sá, S., Vingada, J., & Eira, C. (2016). Ingestion of marine litter by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in Portuguese continental waters. *Marine Pollution Bulletin*, 103(1-2), 179-185.
69. Pham, C. K., Rodríguez, Y., Dauphin, A., Carriço, R., Frias, J. P., Vandeperre, F., et al. (2017). Plastic ingestion in oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the North Atlantic subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 121(1-2), 222-229.
70. Valente, A. L., Parga, M. L., Velarde, R., Marco Sánchez, I., Lavín, S. & Alegre, F. 2007. Fish-hook lesions in Loggerhead Sea Turtles. *Journal of Wildlife Diseases*, 43, 737-741.
71. Lynch, J. M. (2018). Quantities of marine debris ingested by sea turtles: global meta-analysis highlights need for standardized data reporting methods and reveals relative risk. *Environmental science & technology*, 52(21), 12026-12038.
72. Wallace, B. P., & Jones, T. T. (2008). What makes marine turtles go: a review of metabolic rates and their consequences. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 356(1-2), 8-24.
73. Schuyler, Q. A., Wilcox, C., Townsend, K., Hardesty, B. D., & Marshall, N. J. (2014). Mistaken identity? Visual similarities of marine debris to natural prey items of sea turtles. *Bmc Ecology*, 14(1), 1-7.
74. Martí, E., Martín, C., Galli, M., Echevarría, F., Duarte, C. M., & Cózar, A. (2020). The colors of the ocean plastics. *Environmental Science & Technology*, 54(11), 6594-6601.
75. PlasticsEurope. (2020). Plastics - The Facts 2020: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data.

76. Carreras, C., Cardona, L., & Aguilar, A. (2004). Incidental catch of the loggerhead turtle *Caretta caretta* off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Biological Conservation*, 117(3), 321-329.
77. Emblem, A. (2012). Plastics properties for packaging materials. In *Packaging Technology* (pp. 287-309). Woodhead Publishing.
78. Mather, R. R. (2017). The structural and chemical properties of polyolefin fibres. In *Polyolefin Fibres* (pp. 33-57). Woodhead Publishing.
79. Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., & Kaye, S. (2013). Long-Term Field Measurement of Sorption of Organic Contaminants to Five Types of Plastic Pellets: Implications for Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 130109073312009.
80. Casale, P., & Heppell, S. S. (2016). How much sea turtle bycatch is too much? A stationary age distribution model for simulating population abundance and potential biological removal in the Mediterranean. *Endangered Species Research*, 29(3), 239-254.
81. Vegter, A. C., Barletta, M., Beck, C., Borrero, J., Burton, H., Campbell, M. L., et al. (2014). Global research priorities to mitigate plastic pollution impacts on marine wildlife. *Endangered Species Research*, 25(3), 225-247.

## ANEXO I

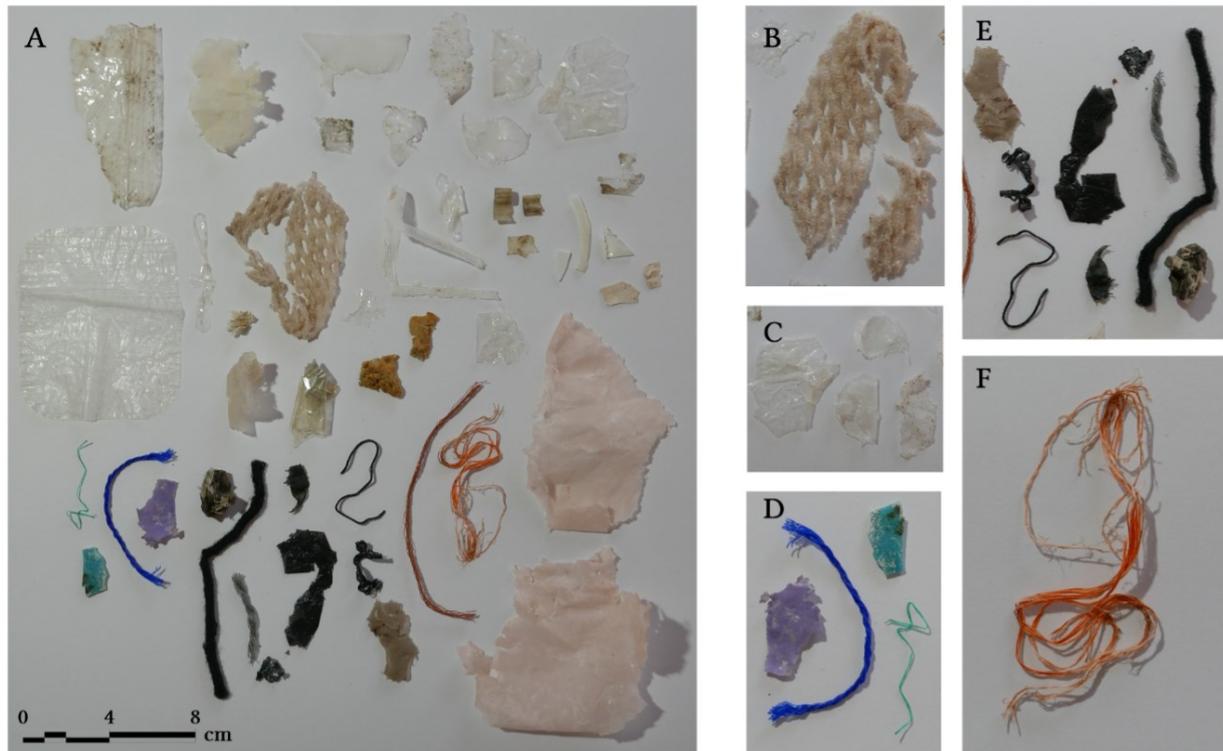
**Figura S1.** Zonas de presencia constatada en la demarcación levantino-Balear (área azul) y la demarcación del Estrecho de Gibraltar y Alborán (área azul turquesa) basado en datos registrados de capturas de tortuga boba por la flota española en palangres de superficie en el mar Mediterráneo Occidental y avistamientos durante el periodo 2013-2018. Los círculos (●) indican avistamientos proporcionados por la Asociación Herpetológica Española (AHE); los triángulos (▲) representan capturas incidentales proporcionadas por el Instituto Español de Oceanografía (IEO). (Camiñas et al., 2021)



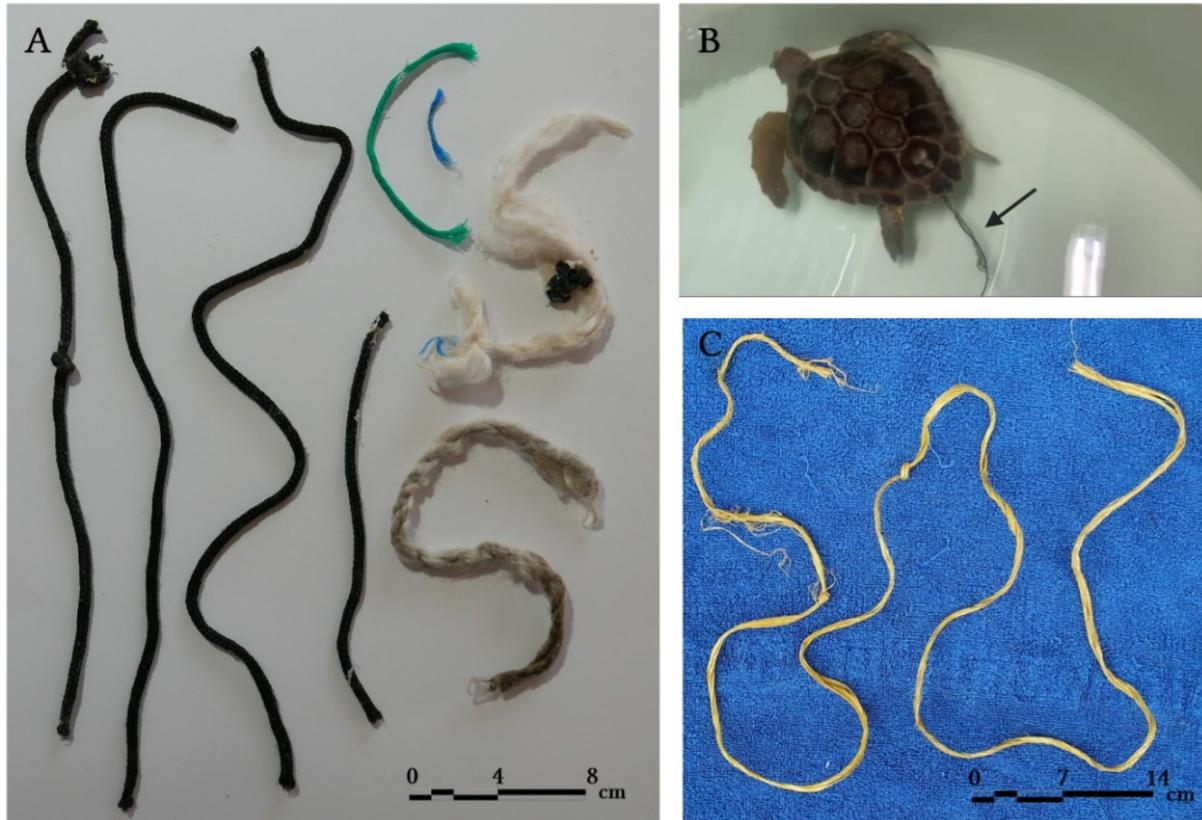
**Tabla S1.** Información de recogida y muestreo junto con detalles sobre la defecación de residuos plásticos (RP) de las 29 tortugas bobas (*Caretta caretta*) rehabilitadas en el centro de rescate de las Islas Baleares (CCL: longitud curva del caparazón; N: número de piezas de plástico defecadas). (\*) Indica que la tortuga estaba en rehabilitación al final de este estudio. (ª) fallecimiento en el centro de rescate. N/A: datos no disponibles.

ID	Año	Isla	Días en el centro de rescate	CCL (cm)	Peso de la tortuga (kg)	N	Peso seco de los RP (g)
1	2021	Mallorca	23	36,2	5,75	0	
2ª	2021	Mallorca	39	53	19,2	1	0,08
3	2021	Mallorca	93	65,5	39,1	4	0,12
4	2021	Mallorca	57	61,3	30,45	22	0,95
5	2021	Menorca	54	66,4	45,4	2	0,76
6ª	2021	Mallorca	14	58,6	29,6	1	0,05
7	2021	Mallorca	17	39,4	9,7	1	0,1
8	2021	Formentera	26	65,5	29,8	4	1,82
9ª	2021	Mallorca	21	63	29,8	0	
10	2021	Mallorca	34	70,6	50,7	5	0,26
11	2021	Menorca	27	48,5	13,2	14	0,74
12	2021	Mallorca	46	69,2	37,2	4	4,4
13ª	2021	Formentera	6	29,3	2,5	0	
14	2021	Mallorca	67	26,3	2,2	0	
15	2021	Formentera	59	38,4	5,9	0	
16	2021	Mallorca	64	29	3,3	16	0,44
17	2021	Ibiza	94	36	6,6	7	1,59
18	2021	Menorca	52	55,9	19,3	22	2,9
19	2021	Mallorca	88	51,2	18,7	4	0,22
20	2021	Mallorca	21	37,2	5,5	0	
21	2021	Ibiza	48	36,6	5,5	0	
22	2021	Mallorca	19	41	7,9	8	0,44
23	2021	Formentera	16	52,6	15,1	7	0,54
24ª	2021	Mallorca	60	61,8	24,4	9	0,75
25	2021	Menorca	74	29,6	2,9	9	1,46
26	2021	Mallorca	47	32,1	4,4	0	
27	2021	Mallorca	89	54	17,8	0	
28	2022	Ibiza	*	62	N/A	1	N/A
29	2022	Mallorca	*	51,3	16,8	1	N/A

**Figura S2.** Ejemplos de residuos plásticos recuperados de tortugas bobas (*Caretta caretta*) en las Islas Baleares. **(A)** vista general. **(B - F)** vista cercana de las algunas muestras; **(B)** porción de malla espumosa, **(C)** láminas transparentes, **(D)** piezas cerúleas y violáceas, **(E)** Hilos, láminas, y fragmentos negros y grises, **(F)** filamento deshilachado naranja.



**Figura S3. (A-B)** Cuerdas trenzadas, posiblemente relacionadas con la actividad pesquera, excretadas por una tortuga boba tras 24 horas en el centro de rescate (52,6 cm, CCL); **(C)** Filamento ajado de 1,47 m extraído de una tortuga boba en estado crítico (51,3 cm, CCL).



**Figura S4.** Espectro FT-IR. El espectro rojo corresponde al espectro del plástico analizado y los espectros azules provienen de una base de datos espectral. (A) polietileno de alta densidad, (B) polipropileno y (C) polietileno de baja densidad.

