



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA SUR**

**ÁREA DE CONOCIMIENTOS DE CIENCIAS DEL MAR**

**DEPARTAMENTO DE CIENCIAS MARINAS Y COSTERAS**

**TESIS**

**Abundancia de microplásticos en la Bahía de La Paz y niveles de ftalatos en el  
Rorcual Común (*Balaenoptera physalus*).**

Que como requisito para obtener el título de:

**Maestra en Ciencias Marinas y Costeras con orientación en Ecología Marina**

Presenta:

**Tabata Olavarrieta García**

Director:

**Dr. Jorge Urbán Ramírez**

La Paz, Baja California Sur, febrero de 2017



## Agradecimientos

A Jorge Urbán por ser mi guía y mentor en este proyecto tan padre y con tantos baches ¡Lo logramos!

A Héctor Reyes por sus comentarios y revisiones tan atinadas.

A Cristina Fossi por su apoyo en la realización de todo el proyecto.

A Matteo Baini, Cristina Panti, Matteo Galli y al resto de los integrantes del Departamento de Ciencias de Pesqueras, de la Tierra y del Ambiente de la Universidad de Siena por su apoyo en el análisis de las muestras, por su paciencia, amabilidad y hospitalidad durante mi estancia.

A la UABCS y CIMACO.

A la O.N.G. Sea Shepherd y la tripulación del RV Martin Sheen por su apoyo para la colecta de algunas de las muestras para este trabajo.

A todos mis compañeros y amigos del PRIMMA. Lore, Hiram, Sergio, Pamela, Liz, Andrea y a todos los demás. Por su apoyo para la realización de este trabajo, por todas las risas compartidas en campo y por las porras.

A CONACyT, becaría número 632430, por la beca otorgada durante la maestría.

A Alexandra Elbakyan, ya que sin ella, posiblemente no tendría la mitad de artículos que necesitaba para este trabajo.

Al Martínez, Tata, Sergio, Loco por todo su apoyo siempre, por su amistad invaluable y por todas las risas a pesar de su ser amargadito. Te quiero, Martínez.

A Maritza por todas las porras por siempre, por aguantar mis quejas y por leer todos los datos curiosos de plásticos que le mandé durante más de dos años, muchas hartas gracias por tu amistad ☺

A todos mis amigos que ayudaron en cualquier aspecto de mi vida durante este tiempo; Felipe, Odette, Alfonso, Andrea, Kriz, Brandon, Thalia, Flor, América, Robert, Nadia, Franzoni, Maggie.

A la familia hermosa que me adoptó en La Paz, jamás podré agradecerles lo suficiente; Brenda, Ernesto, José, Delia. No tengo palabras, gracias de verdad por todo, por ser ustedes y por quererme tanto como yo a ustedes.

A Metallica por crear música con el ruido y ritmo adecuado para concentrarme durante el momento más crítico.

A mi familia bella por siempre siempre apoyarme y motivarme; Mila Mane bonita, Aida, mi abue preciosa, mi abuela, Paco, Ena, Lulú, Elisa y sus retoños. Y a mi manada por siempre motivarme a ser mejor y llenarme de amor todos los días.

Y, que esté al último no significa que sea menos importante. A mi mamá hermosa por ser mi motor siempre, por ser mi porrista número uno, mi amiga, mi guía de vida, mi compañera por siempre. Y la persona que nunca deja de creer en mí incluso cuando yo no lo hago. Agradezco siempre a la vida por ponernos juntas para vivirla, gracias por todo, por tu amor incondicional, por tus palabras, tus brazos y por ser tan tú siempre. Me caes súper bien y te amo más allá de lo que podré llegar a entender.

## DEDICATORIA

Para la señora de sonrisa hermosa y corazón enorme, Ciria Verdugo, mi tercera abuelita, la persona que me recibió con los brazos abiertos cuando llegué a La Paz hace once años y que no sólo me ofreció un cuarto en dónde quedarme. Sino que me dio lo que más necesitaba en ese momento, calor de hogar y una familia maravillosa que a la fecha me recibe como parte de ella.

Ciria, en donde estés, jamás podré agradecerte lo suficiente.

## RESUMEN

El impacto de los microplásticos a la vida marina es un tema que aún está en desarrollo. En este trabajo se realizaron arrastres en cinco zonas de la Bahía de La Paz, CEMEX, San Juan de la Costa, Isla Ballena, Ilo-Ilo y San Francisquito, de mayo de 2015 a enero de 2016 para el conteo de microplásticos, y se analizó la composición química de cada partícula. La zona con mayor número de microplásticos fue San Juan de la Costa con 24, seguida por Isla Ballena. El polímero más abundante fue el polietileno, seguido por poliéster y polipropileno. Además, se realizó un análisis de seis ftalatos diferentes en muestras de arrastres en dos temporadas y en grasa de roccual común, para saber si estos químicos están presentes en la Bahía de La Paz y si las ballenas del Golfo de California están expuestas a éstos. Se detectó una mayor abundancia de ftalatos en los arrastres en la temporada cálida. 5,228.74 ng g<sup>-1</sup> de DEHP, 3,963.77 ng g<sup>-1</sup> de MBP, 1,369.32 ng g<sup>-1</sup> de MEHP, 350.82 ng g<sup>-1</sup> para BBzP, 190.12 ng g<sup>-1</sup> para DNHP y 108 ng g<sup>-1</sup> para MBzP. A pesar de que no haber encontrado una alta abundancia de microplásticos, se detectaron los 6 ftalatos en las muestras de los arrastres, lo que indica que aunque no hay mucho impacto por microplásticos, lo hay por plásticos más grandes presentes en la zona. Se analizó la concentración de ftalatos en biopsias de 6 ballenas, 4 machos y dos hembras, detectándose sólo en las hembras, lo que sugiere que tuvieron una alimentación diferente. En comparación con el Mar Mediterráneo, se encontró una abundancia menor de microplásticos de 0 a 21 y de 3 a 83 respectivamente. Las concentraciones de ftalatos fueron muy similares y las de roccual común fueron menores en la Bahía de La Paz.

## ABSTRACT

The impact of microplastics in marine life is a still developing subject. In this work, we performed trawlings in five different stations in La Paz Bay; CEMEX, San Juan de la Costa, Ballena Island, the sea lion colony and San Francisquito, from May 2015 to January 2016 in order to count and analyze the microplastics. The station with the biggest number of microplastics was San Juan de la Costa with 24, followed by Ballena Island. The most abundant polymer was polyethylene, followed by Polyester and polypropylene. Phthalates presence was determined for samples from the trawlings in different seasons and on fin whale blubber, in order to know if these chemicals are present in La Paz Bay and if fin whales are exposed to them. The biggest phthalate abundance was found on the warm season trawlings. 5,228.74 ng g<sup>-1</sup> of DEHP, 3,963.77 ng g<sup>-1</sup> of MBP, 1,369.32 ng g<sup>-1</sup> of MEHP, 350.82 ng g<sup>-1</sup> of BBzP, 190.12 ng g<sup>-1</sup> of DNHP and 108 ng g<sup>-1</sup> for MBzP. Even though we didn't find a high occurrence of microplastics, the six different phthalates were present in the trawlings samples and this shows that there is not much impact because of the microplastics, but there is some impact because of larger plastic debris. We analyzed the phthalate concentration on six blubber samples of fin whales, four males and two females, showing only on the females, which suggest a different feeding zone. Comparing these results with the Mediterranean Sea, we found smaller microplastic abundance, from 0 to 21 and from 3 to 83 respectively. Phthalates concentrations were similar on the trawling samples, but the blubber fin whale samples were lower in La Paz Bay.

## Índice

1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1 Antecedentes .....	2
1.2 Aditivos de los plásticos .....	8
1.2 Rorcual común .....	10
2. JUSTIFICACIÓN .....	12
3. OBJETIVOS GENERALES .....	13
3.1 OBJETIVOS PARTICULARES .....	13
4. AREA DE ESTUDIO.....	14
5. MÉTODOS .....	16
5.1 Recolecta de microplásticos .....	16
5.3 Identificación de Polímeros: Espectrofotómetro Infrarrojo de Transformada Fourier (FTIR por sus siglas en inglés) .....	19
5.4 Recolecta de las muestras de rorcual común .....	20
5.5 Extracción de Ftalatos.....	22
6. RESULTADOS.....	26
6.1 Microplásticos .....	26
6.2 Ftalatos en arrastres .....	32
6.3 Ftalatos en rorcual común.....	34
7. DISCUSIÓN .....	36
7.1 Arrastres y microplásticos .....	36
7.2 Color de los microplásticos .....	39
7.3 Ftalatos en arrastres .....	40
7.4 Ftalatos en rorcual común.....	42
8. CONCLUSIONES.....	47
9. LITERATURA CITADA.....	49

# 1. INTRODUCCIÓN

La contaminación marina, como todo tipo de desechos mal destinados es un problema grave, y a pesar de ser reconocido mundialmente, sigue creciendo. Se estima que, aunque se detenga inmediatamente la introducción de plástico a los océanos, el problema persistirá por siglos. El número de implicaciones dañinas de los desechos plásticos ha ido en aumento se piensa que estos objetos pueden transportar contaminantes orgánicos persistentes (POPs) (Mato *et al.*, 2001).

Una gran variedad del plástico que contamina el ambiente marino es ingerida por aves marinas, mamíferos, tortugas y peces. La ingesta de plásticos ocurre por accidente, cuando es confundida por comida. El material ingerido casi siempre es micro y meso basura, que a veces pasan a través del tracto digestivo sin lastimar al organismo. Aunque en muchos casos, hay fragmentos que se quedan atorados dentro del estómago, garganta o el resto del tubo digestivo, que pueden ocasionar daño si son objetos filosos y cortan los tejidos o son abundantes y producen una sensación de saciedad, que resulta en que los organismos mueren de hambre. Se conoce que una alta proporción de aves costeras y marinas (entre el 36 % y el 44 % de las 312 especies en todo el mundo) han ingerido fragmentos plásticos (Laist, 1997; Ríos *et al.*, 2007).

Los microplásticos y sus efectos llaman cada vez más la atención y preocupan en todo el mundo, sin embargo apenas se está empezando a analizar la magnitud del problema y no hay muchos estudios al respecto. Este trabajo es el primero en su tipo en el México y tiene como objetivo determinar la abundancia y tipo de microplásticos en la Bahía de La Paz y analizar el efecto de la ingesta de estos contaminantes en un mamífero marino filtrador como lo es el rorcual común.



## 1.1 Antecedentes

El término “plástico” viene del griego *Plastikos* que significa “apto para modelar” y se refiere a la plasticidad de estos materiales durante su manufacturación (Lidell *et al.*, 1968). Hoy en día, el término plástico es utilizado para una amplia gama de compuestos orgánicos y/o sintéticos con una estructura de polímeros y que tienen la habilidad de ser moldeados en muchas formas distintas. Esto quiere decir que el término “plástico” sólo se refiere a la plasticidad del material y no a un solo material en específico (Hammer *et al.*, 2012).

El plástico es uno de los materiales más utilizados hoy en día en muchos productos distintos debido a su característica moldeable y ligera. Son estas mismas características las que lo hacen casi indestructible, por lo que el desechar plásticos es problemático y puede afectar seriamente ecosistemas enteros (UNEP 2005). La producción global de plásticos entre 1950 y 2009, mostró un incremento considerable. En 1950, se producían 1.5 millones de toneladas de plástico y esto incrementó a 230 millones de toneladas en 2009 (Gioia *et al.*, 2008). Para 2010 la producción anual incrementó aún más, a 265 millones de toneladas (PEMRG, 2011). Si esta tendencia continúa, otros 33 miles de millones de toneladas se habrán acumulado en el planeta para el año 2050. El consumo de productos plásticos *per capita* ha crecido aproximadamente 100 kg por año, según TLCAN (Tratado de Libre Comercio de América del Norte, incluye a Canada, Estados Unidos y México). Ya que es un material versátil, ligero, fuerte y potencialmente transparente, los plásticos son idealmente modelados para una gran variedad de aplicaciones. Su bajo costo, barrera ante oxígeno, humedad y bacterias, los hacen excelentes materiales para empaque, por lo que han reemplazado vidrio, metal y papel, con un diseño similar o mejor (Andrady, 2003).

Entre el 60 y 90 por ciento –A veces casi el 100 por cierto- de la basura que se acumula en las líneas de costa, en la superficie del mar o en el fondo marino está

hecha por una combinación de diferentes polímeros plásticos. Los artículos más comunes, que constituyen más del 80 por ciento de la basura que se encuentra en playas, son colillas de cigarro, bolsas, remanentes de equipo de pesca y contenedores de bebidas y comida (Andrady, 2015) (Figura 1). De igual forma, el 90 por ciento de la basura colectada de arrastres realizados en el suelo marino, está hecha de plástico (Derraik, 2002 and Galgani *et al.*, 2015). Casi un tercio de la producción de resina plástica es convertida a empaques para consumo, que incluyen objetos desechables de un solo uso (Andrady, 2003). Sin embargo, aún no ha sido estimada con exactitud la porción de las 75-80 millones de toneladas que se usan globalmente como empaques plásticos cada año, que termina en las playas y hábitats marinos que van desde las costas hasta mar abierto y el fondo del mar (Galgani *et al.*, 2000., Thompson, *et al.*, 2004., Andrady, 2011).



Figura 1. Basura en la playa

La longevidad de los plásticos está sujeta a debate, y se estima desde cientos, hasta miles de años. Está considerado que (con la excepción de materiales que han sido incinerados) todo el plástico convencional que ha sido introducido al ambiente, permanece intacto, ya sea completos (en su forma original) o como fragmentos (Thompson *et al.*, 2005).

El plástico utilizado en la fabricación de un objeto, depende del uso que se le pretende dar, y según el tipo se va a determinar la forma en la que puede ser reciclado. Algunos plásticos no pueden ser reciclados, lo que significa que entran a la basura sin ningún

tipo de tratamiento, y si logran entrar al ambiente marino, al ser menos densos que el agua marina van a flotar en la superficie. Los objetos que flotan pueden ser transportados fácilmente por viento, olas y corrientes superficiales y se distribuyen ampliamente a través del océano. Plásticos de todos tamaños están alcanzando las partes más remotas del planeta, y aunque tenemos mucha mejor información de sus fuentes, cantidades y distribución, todavía entendemos muy poco acerca de su longevidad y el efecto en organismos (Barnes *et al.*, 2009). Según un modelo realizado por Eriksen y colaboradores (2014), al menos 5.25 trillones de partículas plásticas se encuentran flotando en el mar, con un peso de 268, 940 toneladas. Los plásticos que son más densos que el agua marina se hunden al suelo marino y se acumulan o se redistribuyen, junto con otras partículas sedimentarias.

En México se recolectan 103, 125, 830 kg de basura al día; esto quiere decir que se recolectan 0.86 kg de residuo por persona. Las entidades que producen más basura per capita son: Distrito Federal con 1.86kg, Nayarit con 1.42 kg, Quintana Roo con 1.35 kg, Baja California Sur con 1.24 kg y Colima con 1 kg (INEGI, 2015). Se desconoce qué porcentaje de esta basura se estima que entre a los océanos y cuánto es plástico. Estimaciones tempranas, llevadas a cabo por la Academia de Ciencias de Estados Unidos, estimó un total de basura introducida a los océanos de aproximadamente 6.4 millones de toneladas cada año, del cual 0.7 % es plástico (NAS, 1975). Además, se estima que ocho millones de artículos de basura entran a los océanos todos los días a través de varias fuentes. Tomando en cuenta que el 87 % de los basureros en México son a cielo abierto, es probable que la basura más ligera pueda ser transportada por el viento y termine en el mar.

En años recientes para tratar de reducir la acumulación de plásticos tradicionales y sus impactos, se desarrollaron los “plásticos biodegradables”. Estos compuestos son comúnmente polímeros sintéticos con almidón, aceites vegetales y químicos especiales utilizados para acelerar la degradación si se desechan apropiadamente en lugares bien ventilados, en ambientes húmedos y calientes (UNEP, 2015). Sin embargo, en el ambiente marino en donde las condiciones no son favorables, esta descomposición es

parcial y sólo de los materiales orgánicos mientras que los polímeros sintéticos permanecen intactos constituyendo una fuente de microplásticos (Derraik, 2002; O'Brine y Thompson, 2010; Thompson, 2004).

Se ha demostrado que al menos 276 especies marinas han sido afectadas por la contaminación de plásticos, principalmente porque los animales se enredan en redes, o ingieren objetos cuando los confunden con comida (Laist, 1977) (Figura 2). Otro problema de la contaminación de plásticos es que facilita el transporte de especies a otras regiones; especies invasoras viajan en basura flotante e invaden nuevos ecosistemas, causando un cambio en la composición de especies (Aliani y Molcard, 2003) (Figura 3). Los plásticos también transfieren contaminantes al ambiente o a organismos cuando son ingeridos (Teuten *et al.*, 2009). Además del impacto a la vida marina, la basura plástica también puede dañar a las industrias al enredarse las propelas y bloqueando sistemas de enfriamiento. Ha sido estimado que el daño que produce la basura encontrada en el mar, en la industria del Pacífico Asiático cuesta 1.26 mil millones al año (Bose, 2001).

Casi todos los estudios se centran a mesoplásticos o piezas más grandes. En la última década, el interés en el tema ha crecido inmensamente y los microplásticos han sido reportados en una escala global, desde los polos al ecuador (Barnes *et al.*, 2009; Browne *et al.*, 2011; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).



Figura 2. Ballena arrastrando red de pesca

Es evidente que pequeños productos plásticos están entrando al ambiente directamente y que desechos más grandes, se están fragmentando. La acumulación de fragmentos de plástico es de preocupación particular porque son difíciles de remover del ambiente, debido a que tienen el potencial de ser ingeridos por una amplia gama de organismos, a diferencia de pedazos más grandes. (Teuten *et al.*, 2009).

Estos pequeños productos plásticos empezaron a llamar la atención desde los años 70 (Carpenter y Smith, 1972), pero no fue hasta 2014 que Thompson y colaboradores utilizaron por primera vez el término de “microplástico” y los definen como: una forma de basura producida por el humano, que se han estado acumulando en los océanos durante al menos las últimas cuatro décadas. A diferencia de grandes pedazos de plástico, los microplásticos no son visibles a simple vista (Andrady, 2011). Los desechos de drenaje son una ruta potencial para la entrada de microplásticos al medio marino, pero se han identificado otras formas, como la fragmentación de objetos más grandes y, la introducción de partículas pequeñas que son usadas como abrasivos en productos de limpieza (Browne, 2011).



Figura 3. Organismos marinos adheridos a una boya

El total de la contaminación global por microplásticos es prácticamente desconocida, aunque grandes cantidades de drenaje son desechados en el mar, por lo que existe un potencial considerable de acumulación de microplásticos en hábitats acuáticos, especialmente en países altamente poblados (Browne, 2011). Además, se ha hecho muy poco progreso en reducir los desechos plásticos liberados al ambiente (Barnes *et al.*, 2009).

Cole y colaboradores (2011) clasifican a los microplásticos como primarios y secundarios. Los primarios son encontrados en productos cosméticos como exfoliantes en jabones, cremas, etc., en productos médicos como vectores para drogas, y en productos industriales en los que son utilizados como abrasivos para remover pintura y óxido. Los microplásticos secundarios son fragmentos de plástico que se derivan de objetos plásticos más grandes, esto pasa tanto en tierra como en el mar.

Hay pocos trabajos en México sobre microplásticos y abundancia. Fossi y colaboradores (2016) realizaron arrastres (3) en la Bahía de La Paz en el año 2013 entre febrero y marzo y encontraron desde 0.0 a 0.14 partículas por m<sup>3</sup>.

## 1.2 Aditivos de los plásticos

Los plásticos son considerados bioquímicamente inertes, debido a que sus estructuras moleculares, no reaccionan, ni penetran las células de un organismo. Sin embargo, la mayoría de los plásticos no son puros, se les añaden aditivos para adaptarse a la función para la que son requeridos (Hammer *et al.*, 2012). Los aditivos son principalmente de tamaño molecular pequeño, usualmente no están químicamente ligados a un polímero y, por ende, pueden liberarse de los plásticos. Son principalmente lipófilos, por este motivo, pueden penetrar membranas celulares, interactuar bioquímicamente, y causar efectos tóxicos. Además, no solo contienen aditivos, si no también químicos (contaminantes) que adsorben del agua (Andrady, 2003) (Hammer *et al.*, 2012).

Dos de los aditivos más utilizados, ftalatos y Bisfenol A (BPA) irrumpen el funcionamiento del sistema hormonal y han recibido mucha atención por su presencia ubicua en el ambiente y en humanos (Diamanti-Kandarakis, 2008; Koch y Calafat, 2009; Sax, 2009). Los ftalatos y el BPA, pueden liberarse al ambiente, afectando la reproducción, desarrollo e induciendo aberraciones genéticas en una amplia variedad de organismos (Teuten *et al.*, 2009). Es importante señalar que las especies de peces sólo fueron afectadas con dosis relativamente altas de estos químicos (Oehlmann *et al.*, 2009).

Los ftalatos funcionan como plastificantes para dar flexibilidad a los polímeros de alto peso molecular y pueden ser encontrados en productos de plástico suave (La adición de ftalatos hace que el PVC quebradizo, se vuelva suave). Además, los ftalatos también son usados como aditivos químicos en cápsulas de gel, cosméticos y otros productos de cuidado personal (Talsness *et al.*, 2009).

Debido a sus propiedades químicas, la exposición a los ftalatos no resulta en bioacumulación. Sin embargo, la preocupación que generan con respecto a la toxicidad reproductiva o daños en el desarrollo no sólo está basada en resultados de experimentos animales, si no también bajo consideración en estudios realizados en

humanos, aún en concentraciones que se encuentran en el ambiente en la vida cotidiana (Duty *et al.*, 2005; Swan *et al.*, 2005; Marsee *et al.*, 2006).

En general los químicos que son disruptores endócrinos, entre ellos los ftalatos, pueden competir con hormonas esteroides endógenas que se unen a los receptores y a las proteínas de transporte hormonal o alterando el metabolismo o la síntesis de hormonas endógenas, eventualmente influenciando el reclutamiento de factores de transcripción y alterando la expresión de los genes en células (Wetherill *et al.*, 2007).

Sin embargo, los efectos fisiológicos y tóxicos debido a la ingestión de plásticos por organismos filtradores, está poco investigada y entendida, así como las implicaciones de la ingestión de plásticos en la red trófica (Fossi *et al.*, 2012).



## 1.2 Rorcual común

Se pueden encontrar 36 especies de mamíferos marinos en el Golfo de California, de los cuales 31 son cetáceos. Entre ellos se encuentra el rorcual común, *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758), es la segunda ballena más grande de la familia Balaenopteridae, uno de los animales más grandes que ha existido. Su cuerpo es delgado, alargado y muy hidrodinámico. Su longitud es de hasta 27 metros (Mackintosh, 1942), y son generalmente gris oscuro en la parte dorsal y blanco en la parte ventral. La característica distintiva más importante es el patrón de pigmentación asimétrico, tanto en la mandíbula, como en las barbas, presenta una coloración oscura en la parte izquierda y una clara blanquecina en la derecha (Niño-Torres *et al.*, 2011). Actualmente se encuentra catalogada como “En peligro” por la IUCN (Reilly *et al.*, 2013). Bérubé y colaboradores en 2002, reportaron que hay una población genéticamente aislada dentro del Golfo de California.

Debido a su alto grado de aislamiento, la población del Golfo de California constituye una unidad separada de conservación (Niño-Torres *et al.*, 2011). La actividad filtradora del rorcual común (Figura 4), representa una fuente potencial de exposición a la ingestión de micro basura. Estas ballenas se alimentan principalmente de eufáusidos. En cada bocanada, las ballenas pueden contener aproximadamente 70,000 litros de agua y sus actividades alimenticias suceden en la columna de agua, incluyendo la superficie, por lo tanto, pueden enfrentar riesgos causados por la ingesta y la degradación de microplásticos. Los micro desechos pueden ser una fuente significativa de químicos lipófilos (principalmente contaminantes persistentes orgánicos- POPs, por sus siglas en inglés) y una fuente de contaminantes como polietileno, polipropileno y, particularmente ftalatos. Con su tiempo de vida tan alto, las ballenas pueden estar crónicamente expuestas a estos contaminantes persistentes derivados de la ingesta y degradación de microplásticos (Fossi *et al.*, 2012).

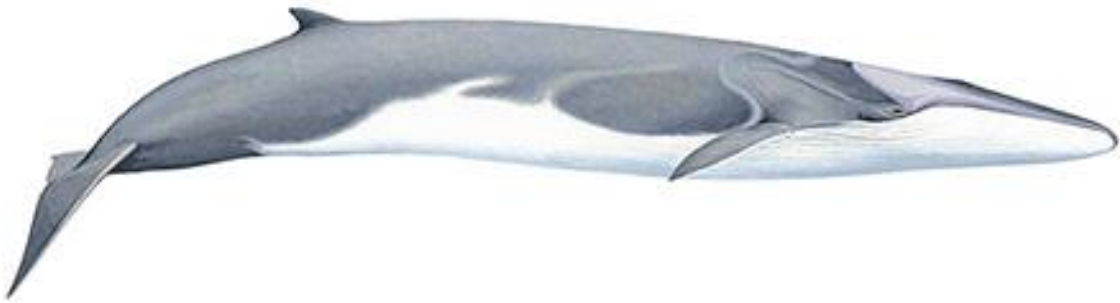


Figura 4. Rorcual común.

## 2. JUSTIFICACIÓN

Es evidente que la basura genera grandes problemas al no ser desechada de forma adecuada, se tira o cae por accidente a las calles, o se tienen tiraderos a cielo abierto como los que tenemos en la ciudad de La Paz, lo que favorece que el viento lleve basura plástica ligera al mar, esto sin contar las lluvias que acarrean todo tipo de residuos que se encuentran en la calle. Además, se encuentra la basura que es tirada intencionalmente directamente al mar, por barcos. Es común observar mucha de esta basura flotante en varios lugares del Golfo de California, incluida la Bahía de La Paz, y dado que no se conocen a fondo el alcance de los efectos que pueden llegar a tener los microplásticos y sus aditivos en distintos organismos marinos, es importante saber si se encuentran presentes en la Bahía de La Paz, y la abundancia de éstos.

Este estudio permitirá conocer la abundancia de los microplásticos en la Bahía de La Paz, así como el tipo de polímero que contiene cada una. Contribuirá a formar una línea base para este tipo de estudios, ya que no se han realizado en esta zona, ni se han relacionado con un animal filtrador como lo es el rorcual común, la cual es una especie residente del Golfo de California.

### **3. OBJETIVOS GENERALES**

- Determinar la abundancia de microplásticos en la Bahía de La Paz.
- Determinar la presencia de microplásticos en el rorcual común, en forma de ftalatos.

#### **3.1 OBJETIVOS PARTICULARES**

- Determinar los tipos de plástico de los que está compuesta la microbasura de la Bahía de La Paz.
- Detectar las concentraciones de ftalatos en muestras superficiales de neuston/plancton.
- Detectar ftalatos en muestras de grasa del rorcual común, en el Golfo de California.

#### 4. AREA DE ESTUDIO

El Golfo de California es un mar interior, en forma de un largo rectángulo que se extiende desde los 23° hasta los 32° de latitud norte (Figura 5). Mide cerca de 1, 100 km de longitud y su ancho varía entre 108 y 234 km. Este mar se orienta en dirección noroeste-sureste y está limitado por la península de Baja California hacia el oeste y por las costas de Sonora y Sinaloa hacia el este (Castro-Aguirre et al., 1995). Al sur se conecta con el Océano Pacífico con una boca de 200 km (Álvarez-Borrego, 1983).

Dos son las más grandes bahías de este litoral que presentan playas arenosas y pendiente suave: La Paz y Concepción (Castro-Aguirre et al., 1995). La Bahía de La Paz es la de mayor extensión en la costa este de la Península de Baja California, localizada entre las coordenadas 24° 15' – 24° 33' N y 110° 15' – 110 ° 47' W, con 80 km de largo y hasta 35 km de ancho. La topografía de su fondo es variable (Cruz-Orozco *et al.*, 1996), siendo la parte sur relativamente somera (hasta 40 m), la parte norte profunda con la depresión Alfonso (hasta 450 m de profundidad), y con un canal bien definido en la boca principal de entre 220 y 320 m de profundidad, en donde se realiza el intercambio de agua con el golfo. Está delimitada al Este por la Isla Espíritu Santo y al Norte por la Isla San Francisquito, con una extensión aproximada de 2,000 km<sup>2</sup> (Jimenez-Illescas et al.,1997).

El clima de la región de La Paz es seco, semidesértico, con temperatura media anual entre 22°C y 24°C, con régimen de lluvias en verano, y una precipitación media anual menor de 200 mm (Roden, 1964). En verano prevalece un sistema de brisas que ocasionan cambios diurnos del viento. Los vientos dominantes del sur se desarrollan de marzo a agosto mientras que de octubre a febrero los vientos provienen del noroeste. La Cordillera de Baja California es un obstáculo para que los vientos del noroeste y las brisas del Océano Pacífico penetren libremente a la bahía, existiendo también la influencia de tormentas tropicales del sur en verano y ciclones del norte en invierno (Jimenez-Illescas et al.,1997).

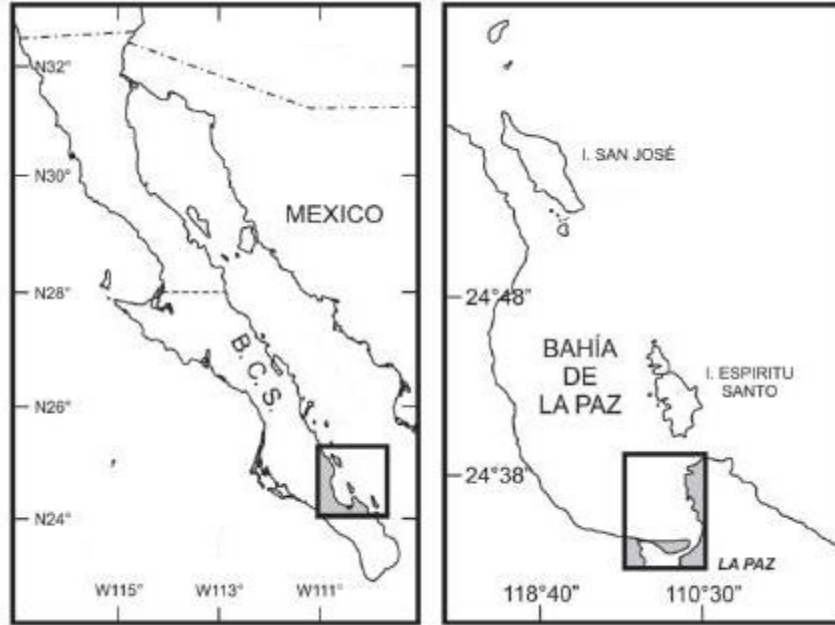


Figura 5. Mapa del Golfo de California a la izquierda y Bahía de La Paz a la derecha

## 5. MÉTODOS

### 5.1 Recolecta de microplásticos

Para tomar muestras de microplásticos en la superficie, se utilizó una red de plancton, tipo manta, la cual tenía una apertura de 62 x 16 cm y contaba con dos alas de metal huecas, lo que hacía que flotara durante todo el muestreo (Figura 6). Se arrastró la red horizontalmente durante 15 minutos a aproximadamente 7 km/hr en una misma dirección, es decir, lo más recto que se pudo. Todas las muestras se preservaron en una solución al 4% de formaldehído para análisis cualitativos y cuantitativos de partículas plásticas.

Se realizó un duplicado de los primeros y últimos cinco arrastres (dos temporadas distintas), y se congelaron en nitrógeno líquido, este método de preservación se utilizó para poder extraer ftalatos posteriormente.

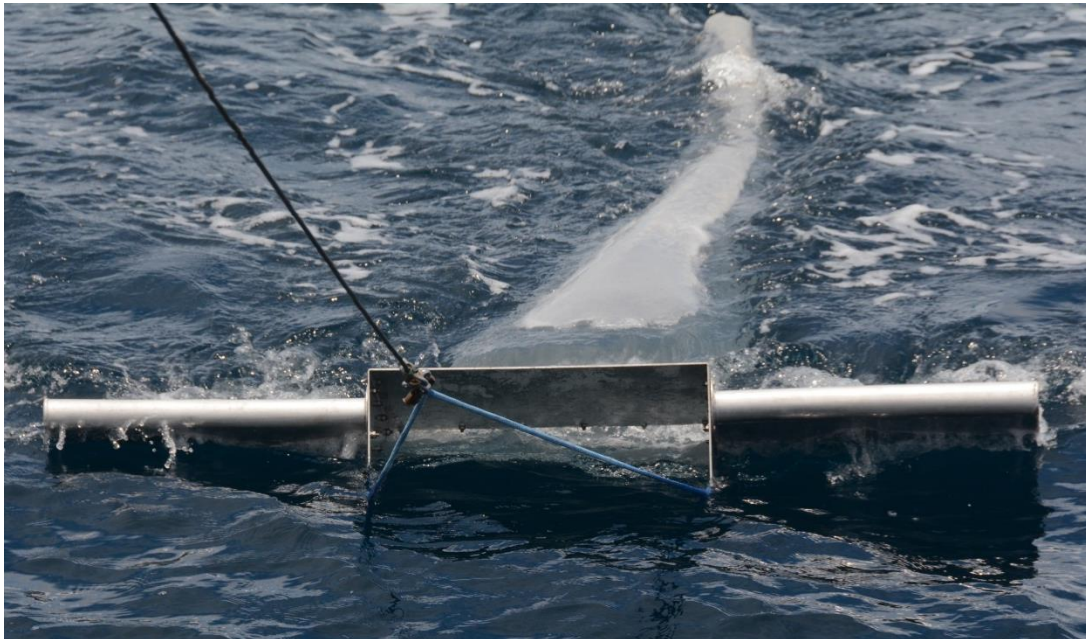


Figura 6. Red de plancton tipo Manta, tomando una muestra.

La toma de muestras, se realizó en cinco diferentes zonas de La Bahía de La Paz, una en la boca de la Ensenada de La Paz (CEMEX), uno cerca de San Juan de la Costa, uno en Cuenca Alfonso (San Francisquito), otro cerca de Isla Ballena y el último en Los Islotes (Lobera), éstos últimos dos se encuentran en el Archipiélago de Espíritu Santo. Se eligieron estas zonas debido a que se han registrado rorcuales comunes alimentándose a través de los años. La zona de Isla Ballena es en donde más avistamientos de rorcual común se observaron en el año 2015 (Figura 7). Los arrastres se realizaron cada dos meses entre mayo de 2015 y enero de 2016, con un total de 25 muestras obtenidas para el conteo de microplásticos (Tabla 1).

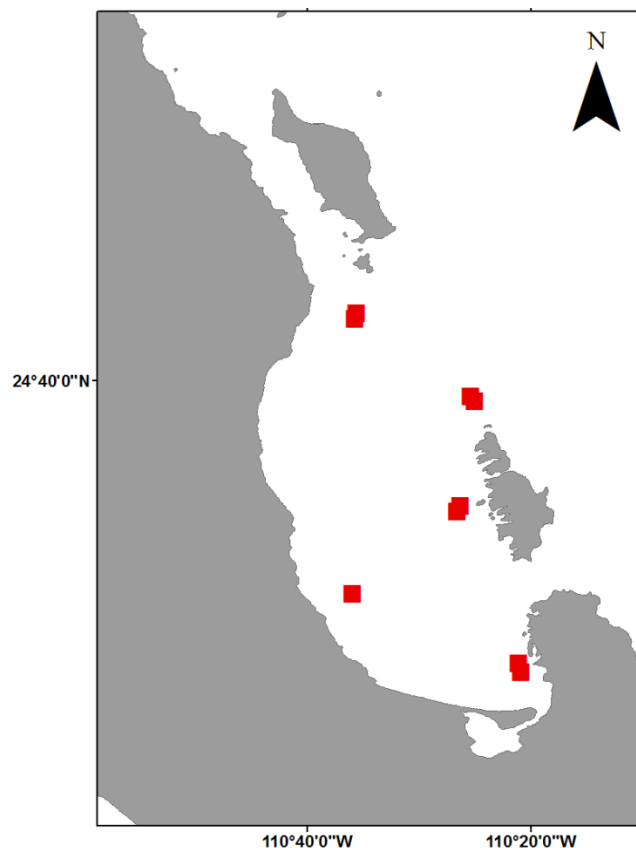


Figura 7. Mapa de la Bahía de La Paz, indicando las zonas en donde se realizaron los arrastres.





Figura 8. Ejemplo de una de las muestras obtenidas en los arrastres realizados

Debido a que se tienen las coordenadas de inicio y del final de los arrastres, y se hicieron lo más en línea recta que se pudo, se utilizó una calculadora en línea para medir la distancia recorrida en cada arrastre, entre las coordenadas de inicio y las de final, se calculó la velocidad con la fórmula  $V= d/t$  también para cada arrastre, variando nada más la distancia, ya que todos los arrastres fueron de 15 minutos. Posteriormente se calculó el gasto (Q) para saber cuánta agua pasó por la entrada de la red, ya que no se contó con flujómetro durante este estudio. Para obtener el gasto se utilizó la siguiente fórmula:  $Q= V*A$  , en donde V es la velocidad previamente obtenida para cada arrastre y A es el área de la entrada a la red. Se hizo este cálculo para expresar las partículas por  $m^3$  para así poder compararlos con la literatura.

## 5.2 Análisis de las muestras de microplásticos

Las muestras obtenidas de los arrastres, que incluían todo lo que logró capturar la red (Figura 8), se almacenaron en recipientes de vidrio con formol al 4% y agua de mar previamente colectada en los recipientes. En el laboratorio, las muestras se filtraron y fueron observadas con ayuda de un Estereoscopio Microscópico Zoom NBS, modelo NBS—STMDLX-T con una luz LED y un lente con ocular micrométrico para medir las partículas plásticas. Se tomó cuidado particular para evitar la contaminación de las muestras. Cada fragmento fue caracterizado y clasificado de acuerdo al método del Marco Directivo de la Estrategia Marina Europea (Directive, 2013):

-Color: Blanco, negro, rojo, azul, transparente, verde, otro.

-Tamaño:  $\leq 0.5$  mm, 0.51-1.0, 1.01-2.5, 2.5-5.0

-Forma: esférica, filamento, fragmento (un pedazo de plástico rígido sin forma definida), hoja de plástico.

De estar presentes, los microplásticos encontrados en cada arrastre, fueron aislados en tubos eppendorf con agua destilada.

## 5.3 Identificación de Polímeros: Espectrofotómetro Infrarrojo de Transformada Fourier (FTIR por sus siglas en inglés)

Los polímeros fueron identificados utilizando una técnica espectroscópica de infrarrojo transformado Fourier (FT-IR), esta es una técnica que provee caracterización a un nivel molecular, permitiendo la identificación y distinción de diferentes materiales, a través de la interacción entre radiación infrarroja y materia. Esta interacción es diferente para cada material resultando en una “huella digital” con bandas específicas y características para cada uno (Hummel, 2002). Cada microplástico encontrado fue comprimido en una celda de diamante y se obtuvieron espectros infrarrojos de cada

uno, utilizando el espectrómetro Agilent Cary 360. Se utilizó el software Agilent Micro Lab FTIR para el análisis de los espectros. El software del espectrómetro utilizó un algoritmo para la identificación de polímeros buscando en tres diferentes bases de espectros de polímeros, seguidos por un análisis comparativo de bandas características en el espectro referencia.

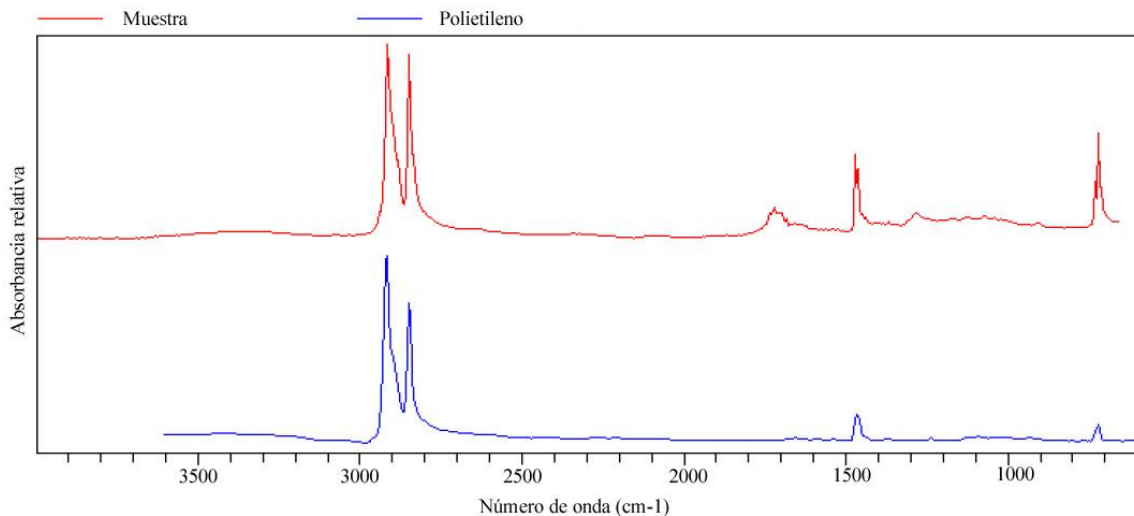


Figura 9. Espectro de absorbancia de partículas plásticas muestreadas (rojo) y espectro de referencia (azul). Se muestra como ejemplo el polímero más común encontrado en las muestras.

#### 5.4 Recolecta de las muestras de rorcual común

Durante el año 2015, se realizaron varias salidas a la Bahía de La Paz como parte del monitoreo del Programa de Investigación de Mamíferos Marinos de la UABCS. De abril a agosto se obtuvieron 16 biopsias de rorcual común. Para recolectar las muestras, se utilizó una ballesta (Barret con 180 libras de tensión), así como una flecha de aluminio o fibra de carbono, con un flotador y una punta modificada. La punta de la flecha está hecha de acero inoxidable y es un cilindro de aproximadamente cinco centímetros de largo

con unas pequeñas puntas en su interior que sirven para retener la muestra dentro del cilindro.

Cuando se toma una biopsia, se le toma también foto al costado de las ballenas, para relacionar a cada individuo con su biopsia y, posteriormente comparar las distintas fotografías y saber si corresponden a individuos distintos (Figura 12). De esta forma, se identificaron diez ballenas distintas. Para el análisis de ftalatos, se requiere la grasa de las biopsias, y no todas las biopsias se obtuvieron con grasa. Así que de siete biopsias con suficiente grasa, hubo dos duplicados, es decir, se repitió el análisis dos veces en dos individuos pero con distintas biopsias, en uno de esos dos individuos las biopsias fueron tomadas el mismo día, para el segundo individuo fueron tomados con seis días de diferencia. Así que, fue analizada la grasa de cinco individuos distintos



Figura 10. Flecha a punto de tomar biopsia de rorcual común. En la parte superior derecha se aprecia la punta modificada de acero inoxidable.

Una vez colectada la biopsia, se separó de la grasa de la piel con la ayuda de un bisturí y pinzas estériles (Figura 14). La grasa fue almacenada en nitrógeno líquido inmediatamente después y hasta que fueron analizadas las biopsias. La extracción de

ftalatos de las muestras de grasa fue exactamente igual que la utilizada para la extracción en muestras de arrastres con la red de plancton.



Figura 11. Se observa la biopsia siendo separada

## 5.5 Extracción de Ftalatos

Los ésteres de ácido ftálico o ftalatos (EAFs), fueron extraídos siguiendo el método descrito en Bainsi *et al.*, 2017. Las muestras fueron liofilizadas, y aproximadamente 0.5 g de muestra de plancton y 0.1 g de grasa de roscual común fueron homogeneizadas, se añadió un estándar sustituto (DEPH-d<sup>4</sup>) y fueron transferidas a pipetas con 3 ml que contenían una mezcla de diclorometano:hexano (1:1 v/v). La mezcla se agitó vigorosamente durante unos segundos en vortex y se extrajo utilizando un baño ultrasónico (Du-65) con una potencia de 180 Watts durante 15 minutos, después se centrifugaron a 3, 500 rpm durante cinco minutos y se colectó la fase superior (Figura 10). Se repitió este proceso de extracción tres veces, los extractos se combinaron y se redujeron a un volumen de 1 ml debajo de un chorro de nitrógeno ultrapuro. Las muestras con alto contenido lipídico fueron co-extraídas con otros compuestos orgánicos ya que pueden interferir con la determinación cromatográfica de los analitos objetivo. Para minimizar este efecto, los extractos fueron lavados con 1 ml de ácido

sulfúrico (98 %), puestos en vortex durante un minuto, y dejado por 48 horas a 4°C y posteriormente centrifugados a 4, 500 rpm. La fase orgánica fue colectada, como indican Thuren y Södergren, 1987 y la fase ácida fue lavada dos veces con 1 ml de hexano. Todos los extractos fueron pasados a través de una columna de sulfato de sodio para remover humedad e impurezas de los extractos de las muestras y se redujo el volumen nuevamente bajo un chorro de nitrógeno ultrapuro (Figura 11) para su posterior análisis por Cromatografía de Gases/Espectrometría de Masas (GC/MS).

Para transformar la señal del análisis por GC/MS, se realizó una calibración por medio de una curva de calibración de seis puntos generada para cada analito, que van desde 0.02 a 0.5  $\mu\text{g ml}^{-1}$  y de 0.5 a 10  $\mu\text{g ml}^{-1}$ , respectivamente. El coeficiente de correlación ( $R^2$ ) y la desviación relativa estándar de la curva de calibración fue mayor a 0.995 y menor a 15 % respectivamente. Se añadieron estándares sustitutos y de recuperación interna a todas las muestras y se corrigieron y recuperaron las concentraciones de los EAFs. Los límites de detección para los EAFs individuales fueron:

- MBzP 5  $\text{ng g}^{-1}$
- MBP 5  $\text{ng g}^{-1}$
- MEHP 10  $\text{ng g}^{-1}$
- DNHP 3  $\text{ng g}^{-1}$
- BBzP 9  $\text{ng g}^{-1}$
- DEHP 1  $\text{ng g}^{-1}$

Tomando en consideración la naturaleza ubicua de los plastificantes, la cual incrementa el riesgo de datos falsos por contaminación, se utilizó solamente equipo de vidrio, el cual fue limpiado previamente con Alconox, enjuagado con agua de la llave y después con agua Milli-Q, para ser secado a 200 °C durante la noche. Antes de su uso, todo el material se enjuagó con metanol ultra puro, diclorometano y hexano. El sulfato de sodio se colocó en un horno durante 12 horas a 450 °C y mantenido a 100°C hasta su uso.

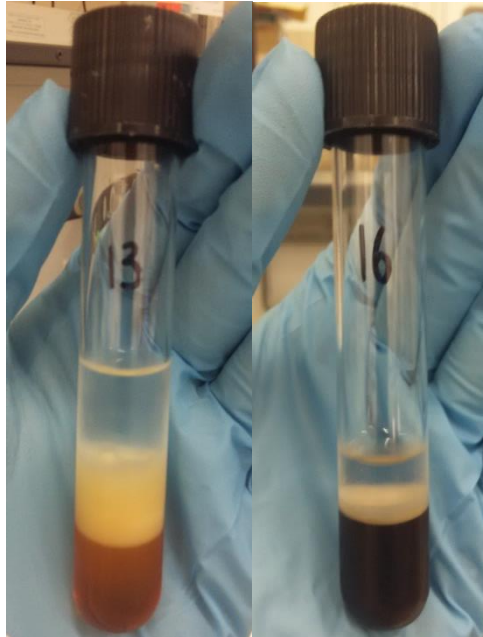


Imagen 12. Muestra las diferentes fases de las muestras en muestra de grasa (Izquierda) y muestra obtenida por arrastre con la red plancton (Derecha)

Los datos fueron analizados por técnicas multivariadas, el análisis de componente principal fue aplicado a las concentraciones de los ftalatos. La lectura simultánea de los resultados el análisis multivariado fue hecho por análisis de coinercia, este acercamiento leyó los resultados de distintos análisis estadísticos en el mismo plano (el de coinercia). El significado de los análisis fue probado utilizando el test de Monte-Carlo para análisis de coinercia con 999 permutaciones. Todos los análisis se llevaron a cabo con el programa R versión 3.1.2 y con el paquete Ade4.



Imagen 13. Chorro de nitrógeno puro al que fueron sometidas las muestras



## 6. RESULTADOS

### 6.1 Microplásticos

Se encontraron partículas plásticas en 17 de los 25 arrastres con la red de plancton (68 %) y se aislaron un total de 67 partículas de microplástico (Tabla 1).

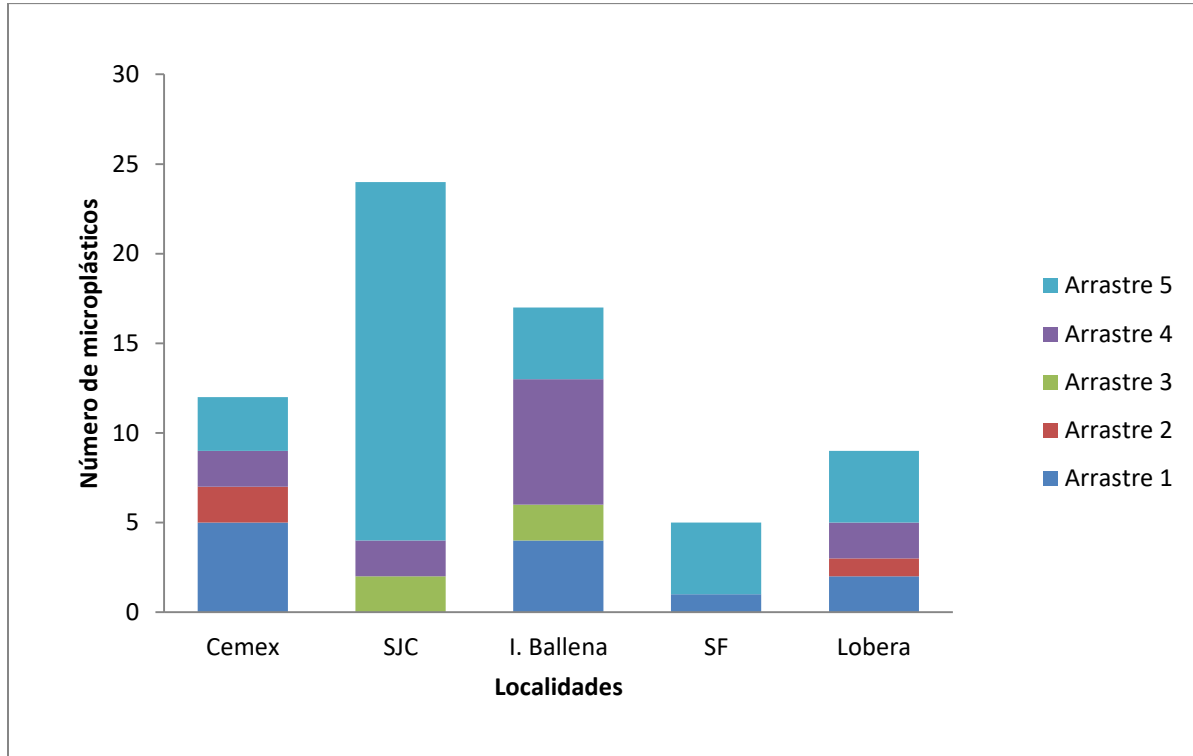


Figura 14. Número de partículas plásticas del total de arrastres realizados por zona

El lugar con el mayor número de microplásticos fue la zona de San Juan de La Costa, con un total de 24 partículas encontradas. Las zonas en las que se encontraron microplásticos de forma más recurrente fue en Isla Ballena, con un total de 17 microplásticos y en CEMEX con un total de 13 microplásticos. Y en donde menos microplásticos se encontraron fue en el área de San Francisquito (Figura 15). Después de estos arrastres.

Tabla 1. Número de partículas de microplásticos encontrados por zona y por arrastre.

Localidades	Arrastre 1	Arrastre 2	Arrastre 3	Arrastre 4	Arrastre 5
Cemex	5	2	0	2	3
SJC	0	0	2	2	20
I.Ballena	4	0	2	7	4
SF	1	0	0	0	4
Lobera	2	1	0	2	4

El número de arrastre en el que más partículas se encontraron fue en el último, realizado entre diciembre de 2015 y enero de 2016, se encontraron un total de 35 partículas, seguido por el arrastre cuatro realizado en octubre con 13 y el arrastre uno, realizado en mayo con 12 partículas. Los dos arrastres que menos partículas presentaron fueron el tercero, realizado entre agosto y septiembre con 4 partículas encontradas y el segundo, realizado entre junio y julio con 3 partículas encontradas.

Por zona, en la que más microplásticos se encontraron fue en San Juan de La Costa, con 24 partículas en total, aunque, como ya fue mencionado, tan solo 20 se encontraron en un solo arrastre.

Tabla 2. Muestra el número de partículas de microplásticos por m<sup>3</sup>

CEMEX	SJC	I. Ballena	SF	Lobera
Arrastre 1				
0.034	0.000	0.044	0.011	0.022
Arrastre 2				
0.019	0.000	0.000	0.000	0.010
Arrastre 3				
0.000	0.019	0.013	0.000	0.000
Arrastre 4				
0.034	0.021	0.078	0.000	0.020
Arrastre 5				
0.025	0.217	0.043	0.048	0.039

Se contaron originalmente 88 partículas que a simple vista con el estereoscopio, se creían eran plásticas, sin embargo, al realizar el análisis de polímeros, 21 de estas partículas no eran plásticas, la mayoría eran pedazos de pintura, algunas papel y una era algodón. Así que quedaron 67 partículas plásticas con las cuales se realizaron el resto de los análisis.

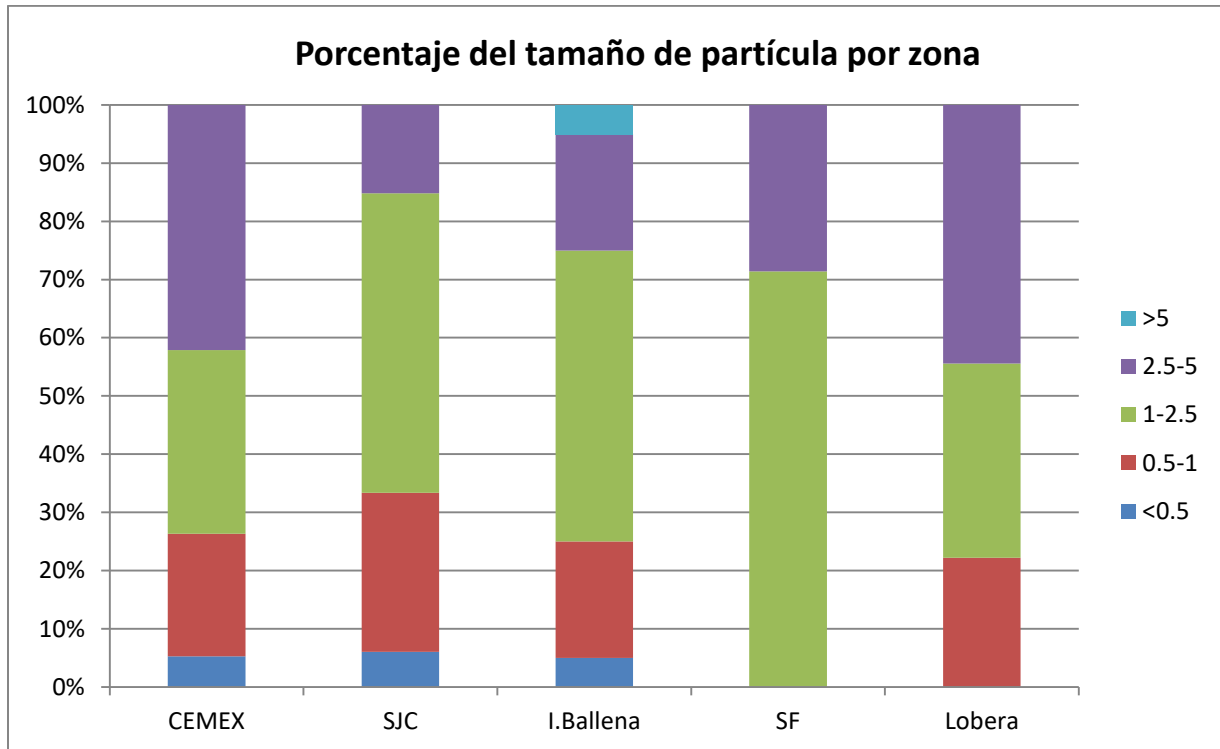


Figura 15. Muestra en porcentaje la abundancia de los distintos tamaños de microplásticos por zona

El tamaño de partículas que se encontró más recurrente fue entre 1 y 2.5 mm, en dos ocasiones fueron el 50 % y en otra del 70 % del total de partículas encontradas por zona. En segundo lugar, las partículas de 2.5 a 5 mm, con 40 % en dos zonas como valor máximo para esta medida. Después las partículas entre 0.5 y 1 mm con aproximadamente el 20% en cuatro zonas. Partículas menores a 0.5 mm fueron las que menos se encontraron y sólo se encontraron presentes en tres zonas (CEMEX, SJC e I. Ballena) con menos del 5 % en las tres ocasiones.

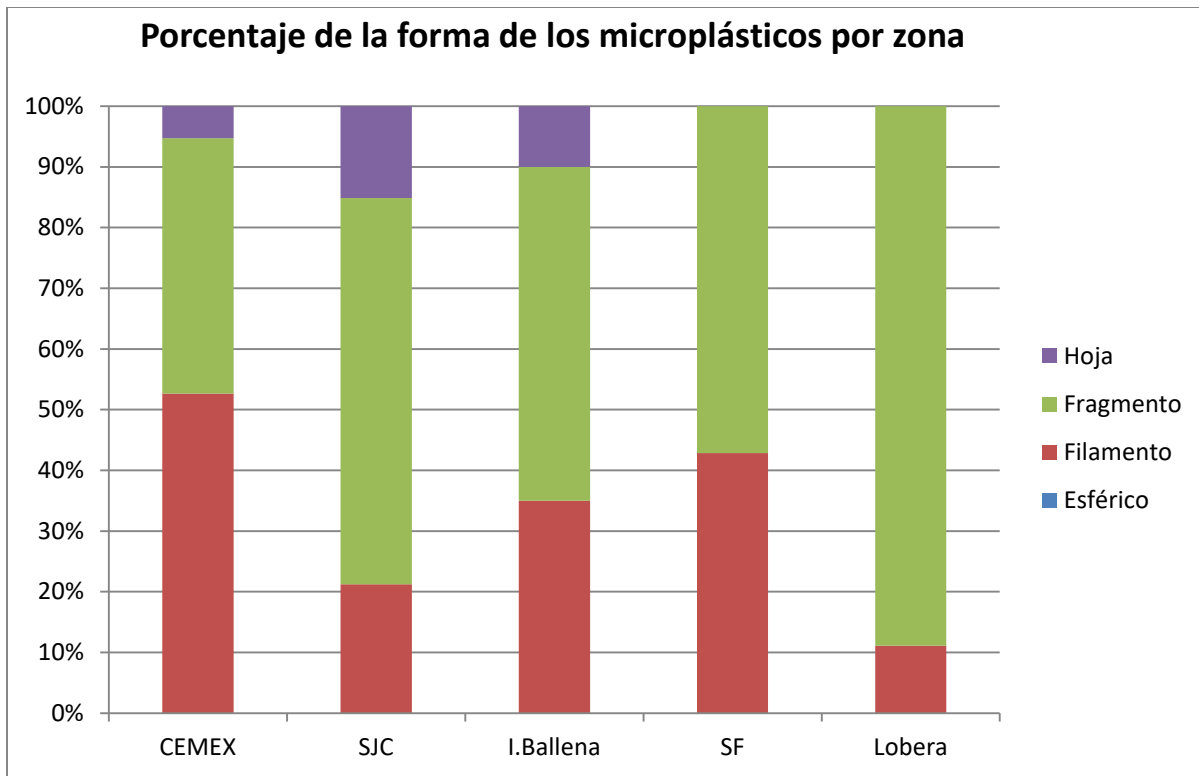


Figura 16. Muestra en porcentaje la abundancia de las distintas formas de microplásticos encontrados por zona

La forma más recurrente en las partículas plásticas encontradas en todas las zonas fue el fragmento (pedazos que se separaron de una pieza más grande) con más del 50 % en cuatro de los casos, en la lobera fue de más del 90 %. La segunda forma más encontrada fue el filamento con 50 %, el mayor porcentaje en el que se encontró fue en CEMEX. La forma menos encontrada fue de hoja, con poco más del 15 % en la zona de San Juan de La Costa. No se encontró ninguna forma esférica.

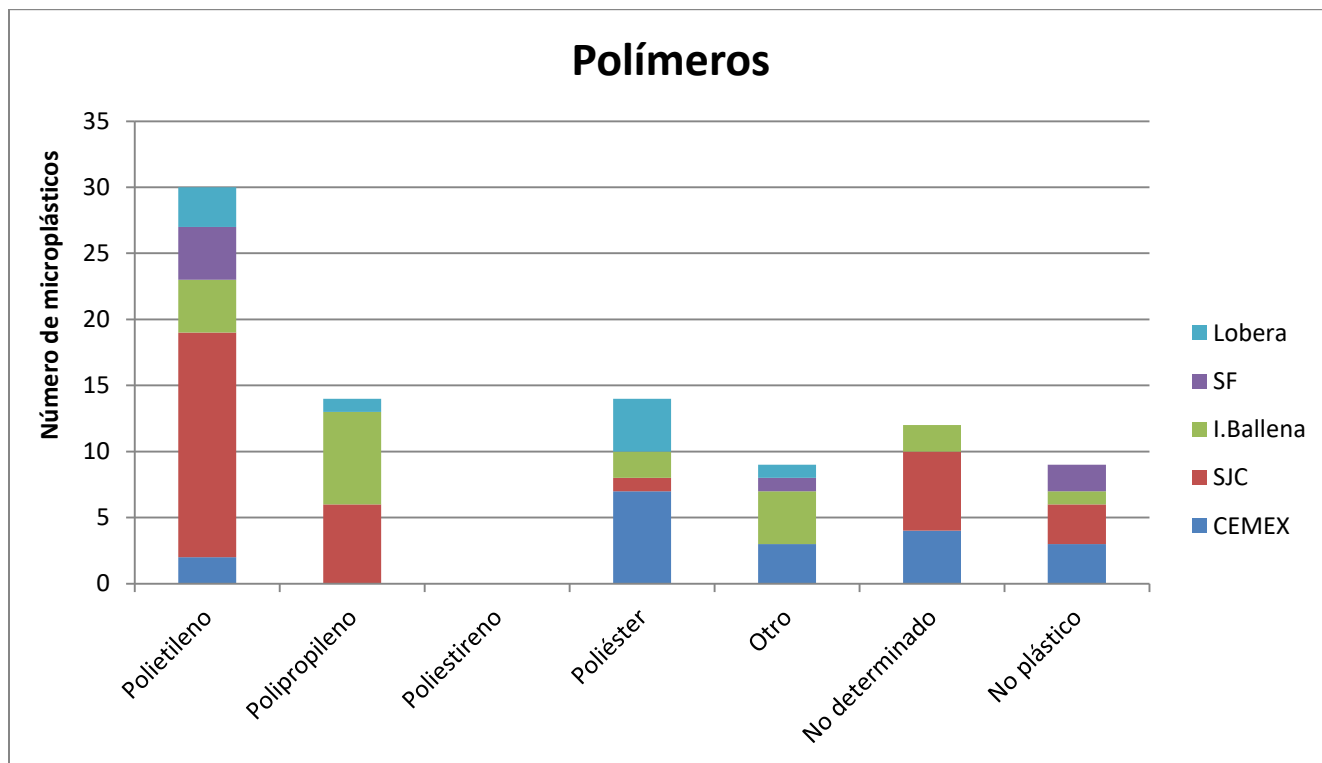


Figura 18. Muestra el tipo de polímeros encontrados y las abundancias por zona

Se aprecia que el polímero más abundante entre los microplásticos encontrados es el polietileno, con 30 piezas, de 67 que son el total de las partículas plásticas. Lo siguen por menos de la mitad de microplásticos de polipropileno y de poliéster con 14 cada material, seguido de partículas no plásticas con 21 piezas, fueron entre pintura, cartón, papel, etc. Y por último las partículas que no pudieron ser determinadas, nueve, ninguna de estas dos últimas fue tomada en cuenta para el resto del estudio. No se encontró ninguna partícula de poliestireno.

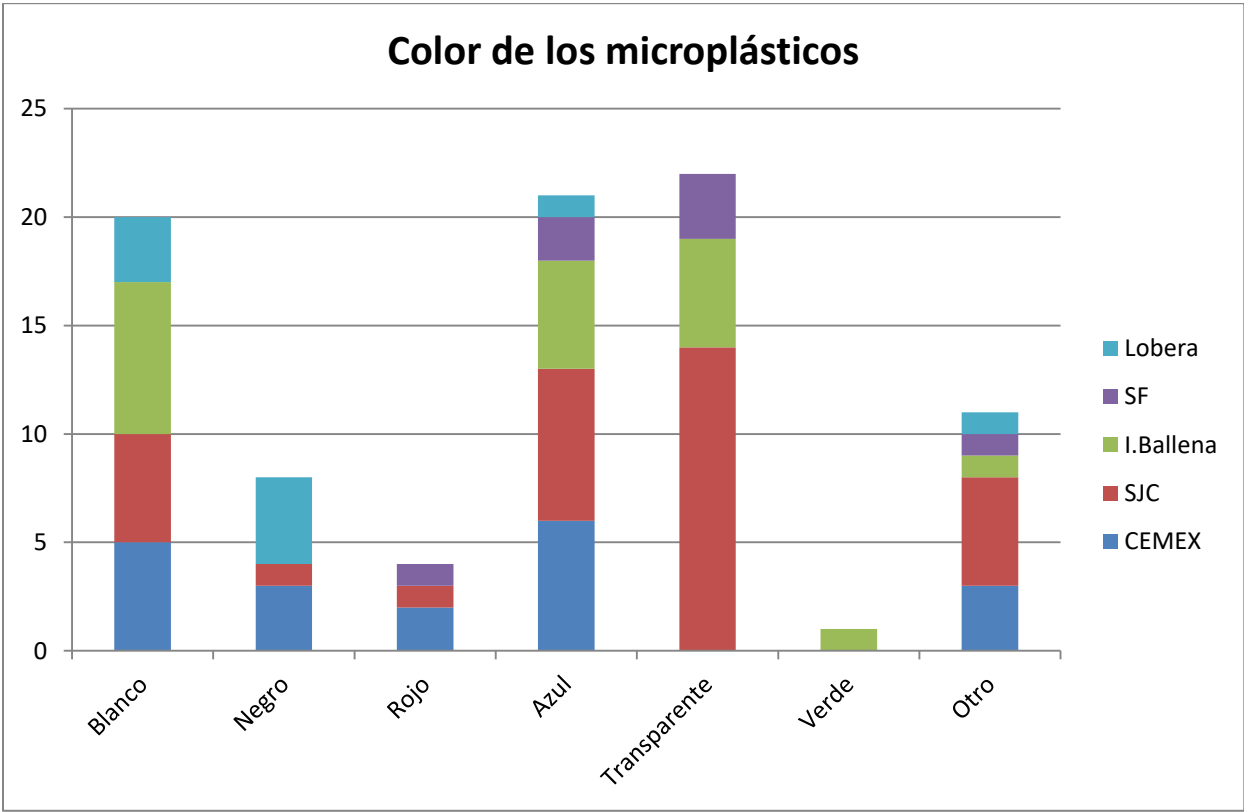


Figura 19. Muestra los colores más recurrentes entre los microplásticos encontrados por zona.

Hay un mayor número de partículas plásticas de color transparente, azul y blanco con alrededor de 20 partículas cada uno. Después sigue la categoría de “otro” con 11 partículas. Seguido por el negro con ocho, rojo con cuatro y verde con una partícula.

## 6.2 Ftalatos en arrastres

Se analizaron seis ftalatos en las muestras de arrastres y biopsias de rorcual común:

- MBzP: Mono-bencil ftalato
- MBP: Monobutil ftalato
- MEHP: Ftalato de Mono-2-etilhexilo
- DNHP: Di-n-hexil ftalato
- BBzP: Ftalato de bencilo y butilo
- DEHP: Ftalato de di-2-etilhexilo

Tabla 3. Estadísticos descriptivos de la concentración de ftalatos (expresados en ng n<sup>-1</sup>) en los distintos arrastres realizados en cinco puntos de la Bahía de La Paz

		MBZP	MBP	MEHP	DNHP	BBzP	DEHP	Σ Ftalatos
Templada	CEMEX	11	712.1081	263.5692	47.63596491	140.7251	1102.356	2277.39
	SJC	20	833.0247	201.8156	<DLD	<DLD	1131.937	2192.78
	I. Ballena	<DLD	1314.211	512.6298	<DLD	<DLD	2198.144	4033.48
	SF	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	169.6355	185.64
	lobera	72	1101.931	386.3092	137.9851925	196.6	626.6713	2521.50
Fría	CEMEX	120.7896	184.3265	288.7502	51.42411989	418	866.8876	1930.18
	SJC	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	16.50
	I. Ballena	198.3902	134.2093	450.9919	<DLD	<DLD	1301.881	2091.47
	SF	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<LDD	16.50
	lobera	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	16.50
	<b>Promedio</b>	43.46798	428.9811	212.4066	24.75452773	78.68251	739.9011	1528.193823

Se encontraron concentraciones de los seis ftalatos analizados en las muestras de arrastres, aunque no se encontraron en todas, en varias muestras, especialmente las de temporada fría, los valores están por debajo de los límites de detección (<DLD), y se utilizó la mitad del valor del DLD para los análisis estadísticos.

Se puede observar que durante la temporada templada se pudieron detectar casi todos los ftalatos analizados, excepto en la zona de San Francisquito. En cambio, para la temporada fría, sólo se obtuvieron valores mayores a los límites de detección en la

zona de CEMEX y en la de Isla Ballena. El ftalato que se detectó más veces fue el DEHP. En la zona en la que se presentaron valores más altos de ftalatos fue en Isla Ballena, en ambas temporadas. En tres zonas en la temporada fría los valores no rebasaron el límite de detección, en San Juan de la Costa, en San Francisquito y en la lobera.

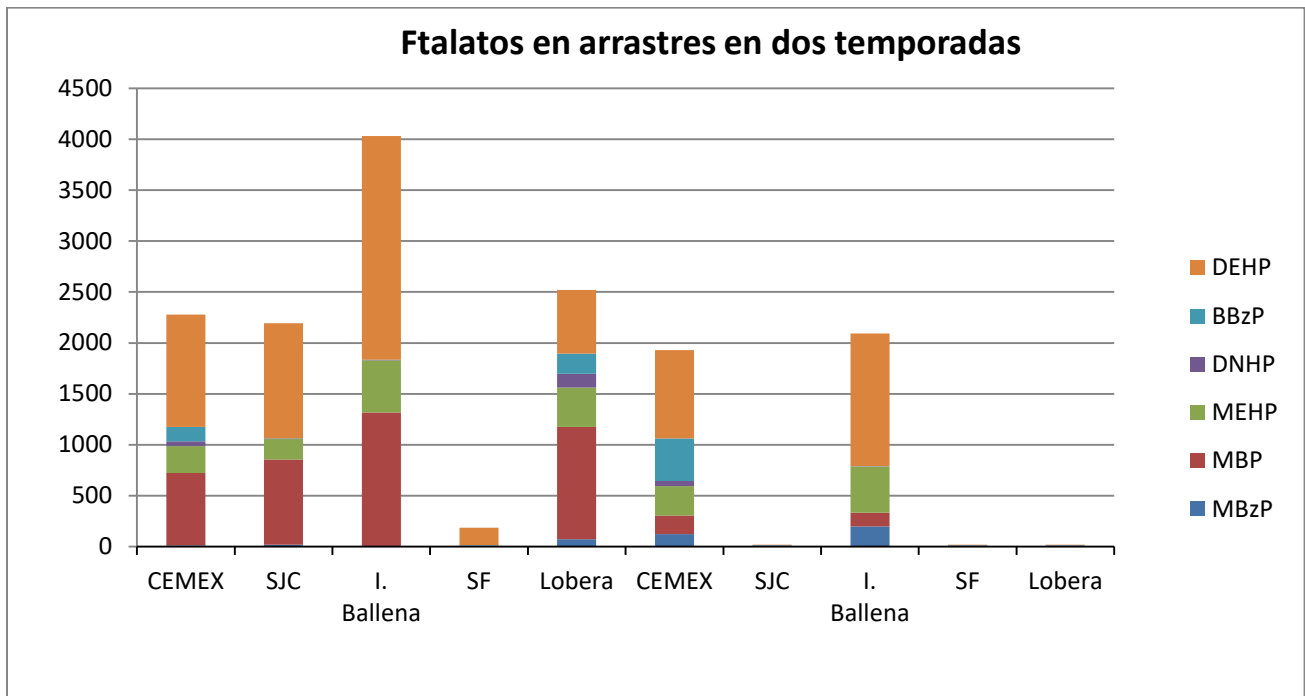


Figura 20. Muestra la abundancia de ftalatos por zona en las dos distintas épocas (De izquierda a derecha, las primeras cinco son en temporada cálida y las siguientes cinco con en temporada fría).

En ambas temporadas, los valores mayores fueron detectados en la zona de Isla Ballena. El otro cambio importante es la presencia del ftalato MBP en la temporada cálida, cuando se observan valores muy pequeños de ese mismo ftalato para la temporada fría. Sólo se detectaron los 6 ftalatos en tres ocasiones, en ambas temporadas en la zona de CEMEX y en la temporada cálida de la zona de la lobera.



### 6.3 Ftalatos en rorcual común

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de la concentración de ftalatos (expresados en ng n<sup>1</sup>) en las biopsias de rorcual común y el sexo de cada individuo.

Rorcual común	MBzP	MBP	MEHP	DNHP	BBzP	DEHP	Σ Ftalatos	Sexo
14Abr2015Bp-06	452	2336.487	873.6239	<DLD	822	2341.902	6827.51	H
19Abr2015Bp-08	<DLD	831.798	781.7057	<DLD	<DLD	1946.77	3568.77	H
20Abr2015Bp-02	665	1386.268	673.7413	257	966	1537.426	5485.44	H
20Abr2015Bp-04	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	16.50	M
20Abr2015Bp-09	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	16.50	M
20Abr2015Bp-10	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	16.50	M
13Ago2015Bp-01	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	<DLD	16.50	M
Promedio	558.5	1518.184	776.357	257	894	1942.033	2278.246	

Solo se encontraron valores mayores a los niveles mínimos de detección en tres biopsias, dos de las cuales (14Abr2015Bp-06 y 20Abr2015Bp-02) son la misma ballena vista seis días después, y en la cual podemos observar un decremento en los valores de todos los ftalatos, excepto en el ftalato MBzP.

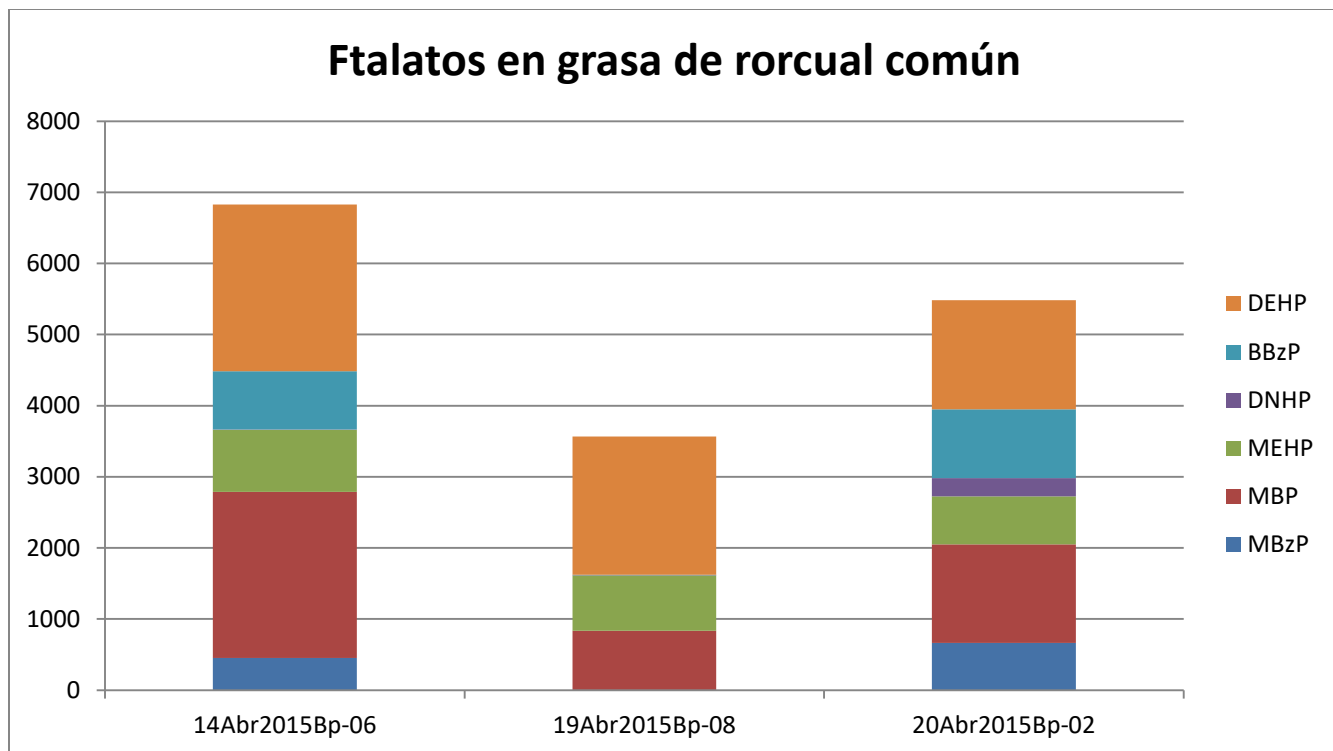


Figura 21. Muestra valores de ftalatos encontrados en tres biopsias de rorcual común

Debido a que sólo se encontraron en tres biopsias niveles arriba de los límites de detección, se observan solo estos valores en la gráfica. Como ya fue mencionado, la ballena Bp-06 vista el 14 de abril de 2015 y la que tiene clave Bp-02 vista el 20 de abril de 2015, son la misma ballena. Lo notable, es que cambiaron los valores en esos seis días. Tenía valores más altos en general en la primera biopsia, 6, 827 ng n<sup>1.5</sup> a diferencia de 5,485.44 ng n<sup>1</sup> que presentó el 20 de abril. Los valores de los ftalatos MBP, MEHP y DEHP fueron más altos el 14 de abril, mientras que los valores de los ftalatos MBzP y BBzP fueron más altos la segunda vez que se vio y, el ftalato DNHP no se detectó en la biopsia del 14 de abril, pero sí en la del 20 de abril. La ballena con clave Bp-08 vista el 19 de abril de 2015 sólo presentó valores en los ftalatos MBP, MEHP y DEHP.

## 7. DISCUSIÓN

### 7.1 Arrastres y microplásticos

El Golfo de California, es considerado una de las áreas más prístinas del mundo (Fossi *et al.*, 2016), pero hay muy poca información en cuanto a la basura y microbasura del área. Se encontraron microplásticos en 17 de los 25 arrastres realizados y se aislaron un total de 67 partículas de microplásticos. Eriksen y colaboradores (2014) estimaron que mínimo hay 233, 400 toneladas artículos grandes plásticos flotando en los océanos del mundo comparadas con 35, 540 toneladas de microplásticos, el problema con los microplásticos es que debido a su tamaño es complicado removerlos del ambiente y son ingeridos por una amplia variedad de especies.

El turismo, la pesca comercial y recreativa, embarcaciones e industrias marinas (acuacultura) son fuentes de plástico que pueden entrar directamente al ambiente marino (Derraik, 2002). Todas estas actividades se llevan a cabo en la Bahía de La Paz.

La mayoría de la microbasura plástica que existe es producida por artículos más grandes que se degradan. El tamaño de las partículas más común en este estudio fue el intermedio, de 1 a 2.5 mm seguido de 2.5 a 5 mm. En otros estudios como el de Eriksen y colaboradores (2014) realizaron un estudio similar en diversas partes del mundo y encontraron que las partículas plásticas de 0 a 1 mm, fueron 40 % menos abundantes que las partículas más grandes entre 1 y 4.75 mm con excepción del Pacífico Sur donde los conteos de micro y meso plástico eran casi iguales. Es probable que como lo mencionan Cole y colaboradores (2013), una mayor área de superficie en los microplásticos sea la que ocasiona que floten y por esto los microplásticos más pequeños se hunden y se quedan en el fondo y los grandes son los encontrados en superficie.

El hecho de que el tipo de microplástico más recurrente haya sido el “fragmento” tiene sentido, dado que la mayoría de los microplásticos fueron alguna vez parte de una pieza plástica más grande (Moore et al 2001), quebrándose por la exposición a los elementos (aire, luz, corrientes) especialmente desde tierra. Los filamentos pueden ser a causa de la degradación de redes de pesca, ya sea por el uso o por equipo de pesca descartado en el mar.

El polímero más común en este estudio fue el polietileno (bolsas de compras, aros de six-pack, etc.) con 30 piezas en total. Baini (2016) reportó para el Mar Mediterráneo, una abundancia de más de 64 % de polietileno, seguido por polipropileno con 26.9 % en 2, 670 microplásticos. Otro de los polímeros más abundantes es el polipropileno (empaques de yogurt, tapas de botellas plásticas desechables, etc.), que fue el segundo polímero más abundante en este estudio junto con el polipropileno con 14 piezas cada uno. Estos dos polímeros son de baja densidad, por lo que abundan en la superficie (Fendall y Sewll, 2009).

Fossi y colaboradores (2016) realizaron arrastres (3) en la Bahía de La Paz en el año 2013 entre febrero y marzo y los resultados que obtuvieron fueron desde 0.0 a 0.14 partículas por  $m^3$ . El único arrastre que excede lo que encontraron, fue el de San Juan de la Costa en enero con 0.217 partículas por  $m^3$  el resto van de 0.0 a 0.078, por lo que se podría sugerir que el número de microplásticos en la Bahía de La Paz está disminuyendo o por lo menos que no aumentó de 2013 a 2015..

Comparándolo con otras áreas del Pacífico, Lattin y colaboradores (2004), encontraron 3.92 piezas por  $m^3$  mientras que Moore y colaboradores en 2001 realizaron arrastres a una distancia de 200 m de la boca del río San Gabriel, en California, E.E.U.U. y encontraron 7.25 microplásticos por  $m^3$  después de una tormenta. Finalmente, un estudio en el área del giro central del Pacífico, en promedio, obtuvo 2.23 microplásticos por  $m^3$  (Moore et al., 2002).

Si bien los niveles de microplásticos por m<sup>3</sup> obtenidos en este estudio son menores que en todos los estudios mencionados, dan evidencia de que esta microbasura existe en la Bahía de La Paz y dado que aún se desconocen los efectos que puede tener para todos los organismos presentes en la bahía, se debe de tener especial consideración y cuidado para evitar que siga entrando macro y micro basura a la bahía y al resto del Golfo de California.

Hay materiales inorgánicos que persisten en el ambiente marino, pero generalmente no son biodisponibles (Como el concreto) o son similares, si no idénticos a sustancias que ocurren naturalmente (Como el vidrio con la arena). Madera, papel y fibras naturales se degradan de la misma forma en la que se degrada la biomasa, así que generalmente no se acumulan en el ambiente. Estos materiales pueden llegar a causar impactos físicos, incluyendo enredamiento, pero no generan riesgos a largo plazo. Los plásticos son extraordinariamente útiles para una amplia variedad de usos, pero para muchos artículos plásticos, su durabilidad excede su vida de servicio. La reducción en la dependencia de artículos plásticos de un solo uso, como bolsas, botellas de agua, cubiertos de plástico, e incrementar la cantidad de plástico que se recicla va a ayudar a conservar los recursos fósiles, reducir la cantidad de basura producida y ayuda a reducir la probabilidad de que ese plástico se convierta en basura marina (Engler, 2012).

## 7.2 Color de los microplásticos

Dos de los tres colores más encontrados en los microplásticos fueron blanco y transparente, que probablemente sean derivados de bolsas plásticas o botes contenedores, más si tomamos en cuenta que el polímero más abundante es componente principal para los envases de PET (Pereftalato de polietileno). Aproximadamente el 30 % de los plásticos utilizados mundialmente se utilizan para empaques. Este uso se está haciendo más popular, a una velocidad de 12 % al año (Sabir, 2004). Un estudio que investigó la distribución del color y tamaño de los microplásticos, sugirió que los organismos planctónicos confunden más fácil fragmentos plásticos blancos y de colores claros por presas (Shaw y Day, 1994; Endo *et al.*, 2005).

El zooplancton normalmente excreta las partículas dentro de horas (que es comparable con la comida natural) pero se ha encontrado que algunos organismos pueden retener microplásticos por más de siete días (Cole *et al.*, 2013). Thompson (2006) y Andrady (2011) notaron que numerosos organismos marinos tiene la habilidad de eliminar materiales no deseados (Como sedimentos, partículas, etc.) de sus cuerpos sin causar ningún daño, como fue demostrado usando poliquetos, los cuales ingirieron microplásticos del sedimento que los rodeaba, y después los excretaron en las heces (Thompson *et al.*, 2004). Sin embargo, ya ingeridos, hay potencial de que los químicos asociados al microplástico sean absorbidos al cuerpo al pasar por el sistema digestivo. La asimilación de micro esferas de poliestireno fue visto primero en roedores y humanos, y también ha sido visto en mejillones utilizando cortes histológicos y microscopía fluorescente (Browne *et al.*, 2008).

### 7.3 Ftalatos en arrastres

A pesar de que se encontraron pocas partículas de microplásticos en los arrastres, se detectaron valores de ftalatos en siete muestras de diez, en donde se detectó un mayor número de ftalatos fue en la temporada cálida y también fue en la temporada en la que se obtuvieron valores mayores (Figura 20). En la zona de CEMEX fue la única zona en la que se detectaron los seis ftalatos en ambas temporadas, esto quizá tenga que ver con el hecho de que es la estación más cerca de la ciudad de La Paz, de la fábrica de CEMEX y de una estación de PEMEX, y ya que muchos de los productos que utilizamos cotidianamente contienen ftalatos (llantas de coche, textiles sintéticos, productos de higiene personal) es probable que algunos de estos químicos lleguen al mar (Teuten *et al.*, 2009; Herzke *et al.*, 2016).

Sin embargo, los valores más altos detectados en tres ftalatos (MBP, MEHP y DEHP), fueron en el primer arrastre de Isla Ballena, cuyo contacto más directo con desechos y/o contaminantes es con embarcaciones de pesca o de recreación que pasan por esa zona y fue una de las dos zonas en la que se detectaron valores de la temporada fría. Se detectaron valores de ftalatos en las zonas de SJC y lobera en la temporada cálida, pero no se detectó ningún ftalato en la temporada fría en ninguna de las dos localidades, lo que hace más peculiar el caso de SJC, es que en la temporada fría es en la que se encontraron la mayor cantidad de microplásticos (20), por lo que se esperaría que los valores de ftalatos fueran mayores, o que por lo menos fueran mayores a los del límite de detección.

SF es la que presenta valores menores en todos los aspectos, sólo se detectó el valor de DEHP en la temporada cálida, no se detectó ningún valor en la temporada fría y fue la zona en la que menos microplásticos se encontraron. Es la zona más alejada de actividad humana de los cinco puntos de arrestres en la BLP. Esto puede indicarnos que la presencia ftalatos está asociada a actividad humana recurrente.

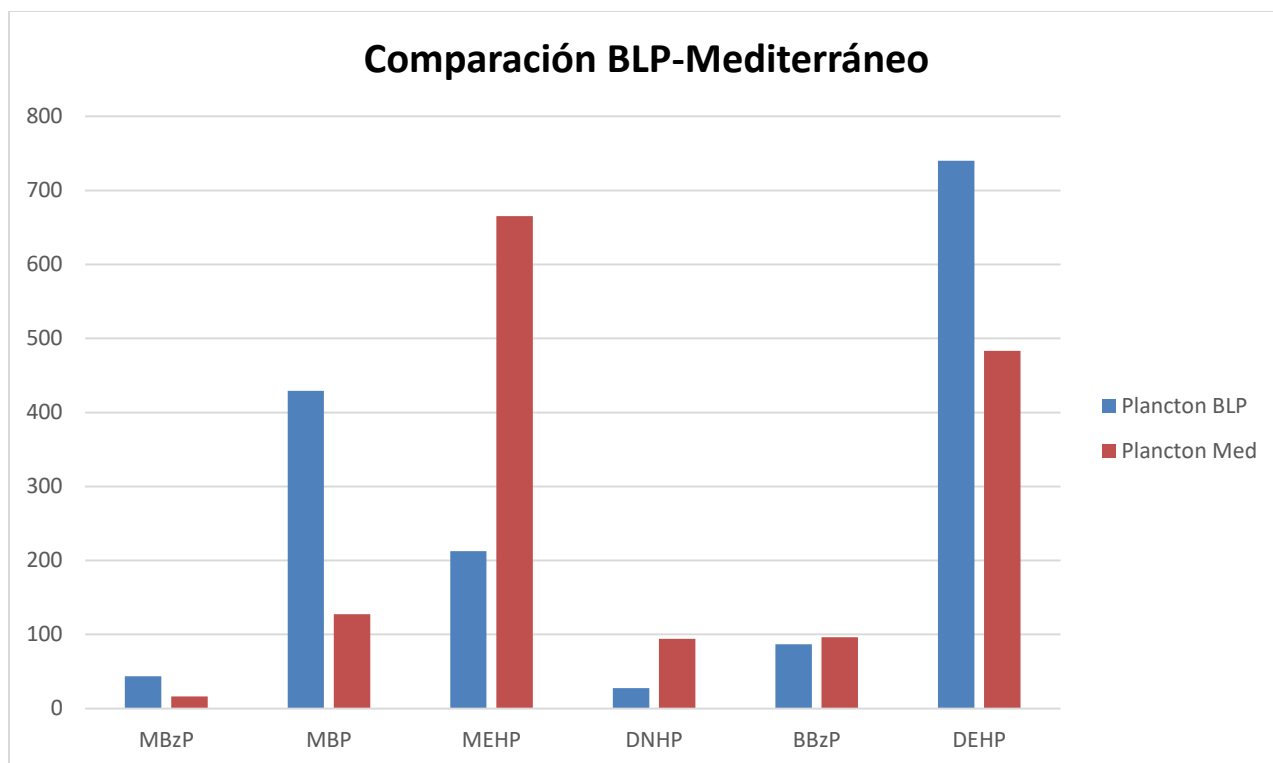


Figura 22. Muestra diferencias entre valores promedio de los distintos ftalatos en arrastres realizados en Bahía de La Paz (este trabajo) y en el Mar Mediterráneo (Baini *et al.*, 2017)

Al ver la comparación de valores promedio de cada ftalato en BLP contra valores encontrados en el Mar Mediterráneo (Figura 22), se observa que los valores de los ftalatos MBP, MEHP y DEHP son los más altos. El ftalato DEHP, es uno de los plastificantes más utilizados en numerosos productos de consumo y de construcción (Heudorf *et al.*, 2007), se producen a nivel mundial más de dos millones de toneladas (Lorz *et al.*, 2002) y es el más abundante en el ambiente (Barron *et al.*, 1989). Y, el valor de este ftalato en la BLP es el mayor, incluso que lo encontrado en el Mar Mediterráneo, contrario a lo que se esperaría, ya que el número de microplásticos encontrados en varias muestras de este Mar es mucho mayor a lo encontrado en los arrastres de este trabajo (Fossi *et al.*, 2016; Baini *et al.*, 2017).



En los valores de ftalatos encontrados en el Mar Mediterráneo por Fossi y colaboradores (2016), los dos ftalatos más abundantes son DEHP y MEHP. Para el caso de la BLP, sin embargo, son DEHP y MBP, seguido por MEHP.

#### 7.4 Ftalatos en roccual común

Se ha demostrado que el detectar ftalatos en la grasa de cetáceos ha sido un método no invasivo para evaluar si los animales en vida libre están expuestos a la ingesta de plásticos, particularmente a la ingesta accidental de microplásticos (Baini *et al.*, 2017).

Como ya se mencionó, de las 7 biopsias, sólo en tres se detectaron valores de ftalatos, así que sólo se observan estas tres en la gráfica (Figura 22) dos de esas biopsias pertenecen a la misma ballena vista seis días después (14Abr2015Bp-06 y 20Abr2015Bp-02). Estas dos ballenas son hembras, mientras que el resto de las ballenas en las cuales los valores no rebasaron el límite de detección, son machos. Por lo general, los machos presentan valores más altos de contaminantes que las hembras en varias especies, dado que las hembras transfieren grasa a sus crías en la leche y por lo tanto, una parte de esos contaminantes afines a la grasa, como los ftalatos, se pasan a las crías (Tanabe *et al.*, 1981 y 1994). Esto nos sugiere que las dos hembras se alimentaron en lugares distintos a los machos, debido a los valores tan distintos.

En las tres biopsias el ftalato con valores más altos fue el DEHP, seguido por MBP, valores que coinciden con lo encontrado en los valores de ftalatos en los arrastres de BLP. La exposición al ftalato MBP en ratas ha tenido como resultado una fertilidad reducida en las crías (Kai *et al.*, 2005).

En cuanto a las biopsias de la misma ballena, la biopsia que fue tomada primero presenta una valor mayor (6, 827.51 ng g<sup>-1</sup>) al de la biopsia tomada seis días después (5, 485.44 ng g<sup>-1</sup>). Aparentemente disminuyeron todos los valores, sin embargo, al ver los valores por ftalato, se observa que mientras MBP, MEHP y DEHP disminuyeron, los valores de MBzP y BBzP incrementaron esos días y que DNHP estaba por debajo del

límite de detección en la primera biopsia, pero se observó un valor para la segunda (257 ng g<sup>-1</sup>). Los valores distintos entre las dos biopsias de la misma ballena pueden indicarnos que los distintos ftalatos se metabolizan de forma diferente, ya que se observan distintos valores en una escala corta de tiempo (6 días). O que posiblemente seguía asimilando estos contaminantes de alimento ingerido previamente.

La otra ballena (19Abr2015Bp-08), presentó valores más bajos en general, y sólo se detectaron MBP, MEHP y DEHP, siendo el último el más alto con 1, 946.77 ng g<sup>-1</sup>.

Se sabe que muchos de los químicos que son disruptores endócrinos, como lo son los ftalatos, afectan funciones reproductivas. Particularmente durante la gestación o en estadios tempranos de desarrollo, ya que asemejan e interfieren con hormonas, factores de crecimiento y neurotransmisores (Colborn, 1998; Colborn *et al.*, 1998). Tomando en cuenta esto, es inquietante que las únicas biopsias que detectaron valores de ftalatos, hayan sido las hembras.

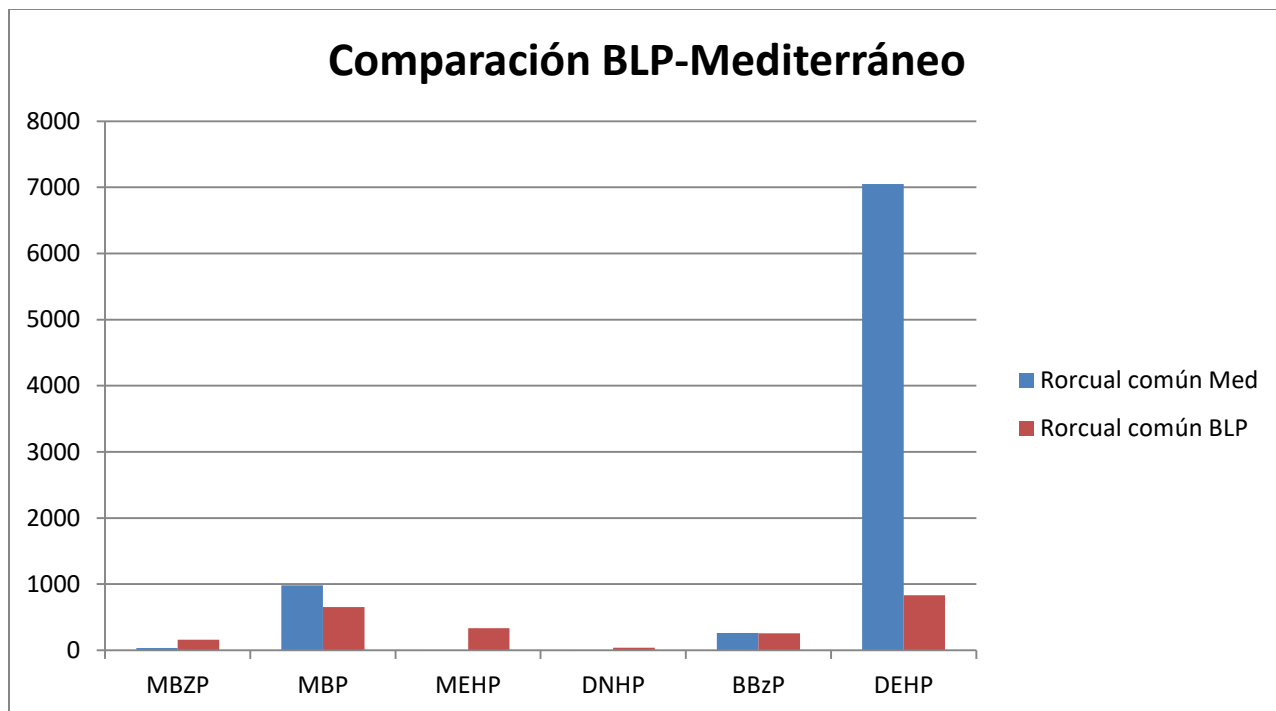


Figura 23. Muestra los valores promedio comparados los distintos ftalatos en biopsias de Rorcual común en Bahía de La Paz (este trabajo) y en el Mar Mediterráneo (Baini *et al.*, 2017)

Al comparar los valores promedio de los ftalatos en grasa de rorcual común en BLP contra valores del Mar Mediterráneo (Figura 23), es evidente que el DEHP es el ftalato con mayor abundancia en el Mediterráneo, seguido en menor parte por el MBP. Lo mismo sucede en BLP, aunque en menor abundancia. A pesar de que en BLP se encontraron todos los ftalatos en menor concentración, se aprecia que se detectaron valores en los seis ftalatos analizados, a diferencia del Mar Mediterráneo (donde no se detectaron MEHP, ni DNHP), aunque el valor de DNHP encontrado en BLP fue muy bajo para aparecer en la gráfica.

Al observar los valores promedio de ftalatos para muestras de arrastres y grasa de rorcual común en una misma gráfica (Figura 24), se aprecia en contraste una vez más los valores tan altos de DEHP en grasa de rorcual común en el Mar Mediterráneo. Si observáramos nada más este valor, se podría decir que en el Mar Mediterráneo se

encuentra una mayor abundancia de ftalatos, sin embargo, los valores en los arrestres para las dos zonas no son muy diferentes (1, 528.19 ng g<sup>-1</sup> en BLP y 1, 482.38 ng g<sup>-1</sup> para el Mar Mediterráneo).

Si bien los valores de ftalatos encontrados en la BLP no son tan altos como los valores de rorcual común en el Mediterráneo, se detectaron los 6 ftalatos analizados en muestras de arrastres y de rorcual común en BLP. Y a pesar de haber encontrado pocas partículas de microplásticos en BLP, se encontraron valores similares de ftalatos con el Mar Mediterráneo.

Se desconocen todavía muchos aspectos acerca de las consecuencias de la ingesta o presencia de estos químicos en los organismos, así como el nivel aceptable que pueda presentar un organismo para no ser afectado por éstos. Sin embargo, se sabe que todos los ftalatos son disruptores endócrinos y las consecuencias de su ingesta puede llegar a tener repercusiones graves en los organismos, especialmente en la reproducción y en etapas tempranas de desarrollo. Incluso se han reportado cambios epigenéticos al estar expuestos a disruptores endócrinos en los cuales se observaron alteraciones en la expresión de los genes y cambios fenotípicos (Arukwe et al., 1997; Alleva et al., 1998; Cole et al., 2011; Skinner y Anway, 2007).

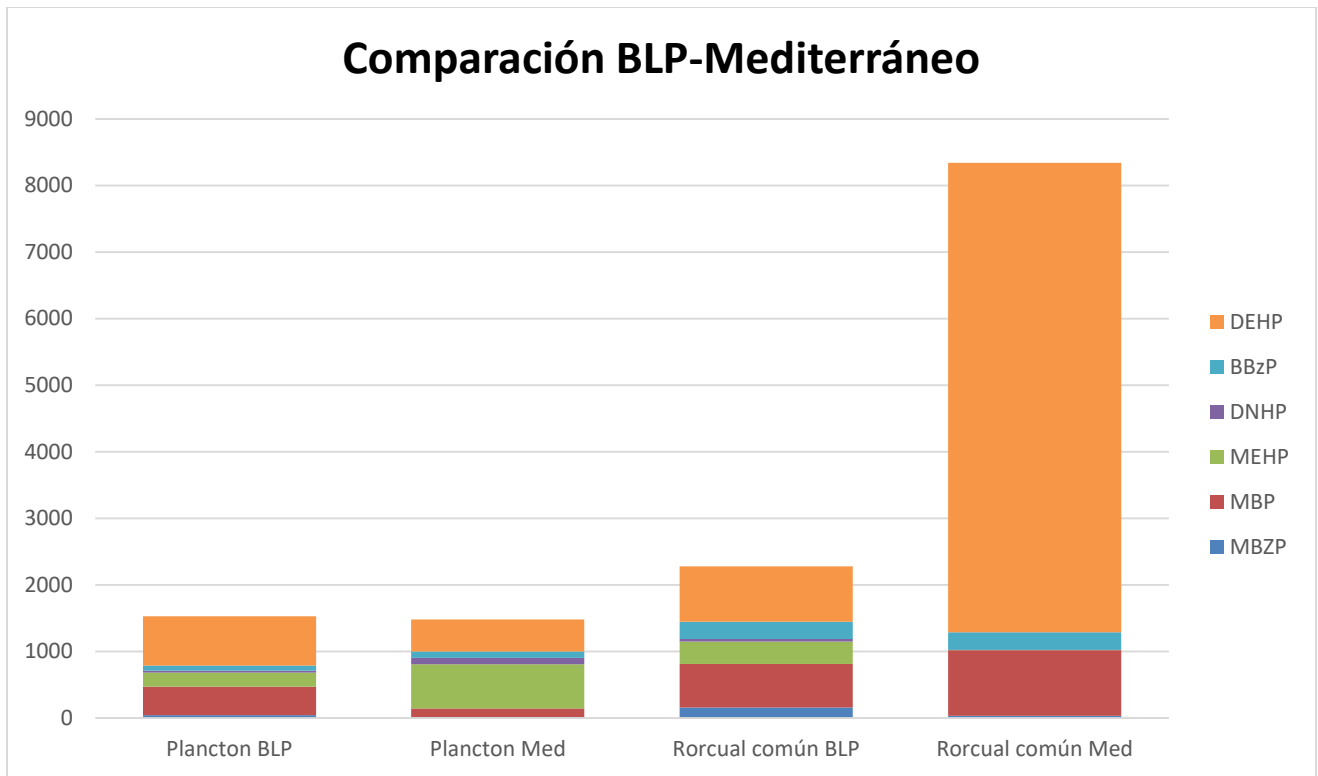


Figura 24. Muestra valores promedio comparados entre Bahía de La Paz (este trabajo) y Mar Mediterráneo (Baini *et al.*, 2017) de arrastres y biopsias de rorcual común.

Se esperaría que los niveles del Mar Mediterráneo fueran más altos que los de BLP, y es el caso en el rorcual común, pero realmente sólo por el DEHP, los demás valores de ftalatos no están tan distintos. En arrastres los valores de todos los ftalatos son muy similares en ambos sitios, lo cual no concuerda con el número de microplásticos encontrados en BLP, ya que en el Mar Mediterráneo son elevados en casi todos los arrastres, Baini (2017), encontró de 3 a 93 microplásticos en 19 arrastres en el Mar Mediterráneo, comparados con los microplásticos encontrados en este trabajo. Posiblemente los valores de ftalatos en BLP sean a causa de plásticos más grandes o de plásticos que no se encuentran en la superficie.

## 8. CONCLUSIONES

Se encontró que el número de partículas por  $m^3$  en las cinco zonas seleccionadas de la Bahía de La Paz fue de 0.00 a 0.21. No se encontró ninguna partícula plástica en ocho de los 25 arrastres realizados. La zona en la que menos partículas se encontraron fue en San Francisquito, en la que más fue en San Juan de la Costa. El tamaño de los microplásticos más abundante fue entre 1 y 2.5 mm, seguido por 2.5 a 5 mm.

Se analizaron siete biopsias de rorcual común y sólo se detectaron valores de ftalatos en tres. Las tres biopsias son de dos ballenas hembras. El ftalato con mayor valor fue DEHP, seguido de MBP.

El polímero que predominó en los microplásticos encontrados en la Bahía de La Paz, fue el polietileno, seguido del poliéster y el polipropileno.

Se encontró una mayor abundancia de ftalatos en los arrastres realizados en la temporada cálida, que en la temporada fría. La zona con mayor abundancia de ftalatos fue Isla Ballena. Solo en tres arrastres se detectaron los 6 ftalatos analizados, en los dos arrastres de CEMEX y en el de la temporada cálida de la lobera. No se detectó ningún ftalato en las zonas de SJC, SF y lobera en la temporada fría.

A diferencia de los microplásticos encontrados en Bahía de La Paz (De 0 a 20) contra los encontrados en el Mar Mediterráneo (De 3 a 83). Los niveles de ftalatos encontrados en arrastres en ambos sitios no son tan diferentes. 1, 539.02  $ng\ g^{-1}$  para BLP y 1, 482.38  $ng\ g^{-1}$  en el Mar Mediterráneo.

Los valores entre las biopsias de rorcual común de BLP y el Mar Mediterráneo tienen valores muy distintos, siendo las del Mar Mediterráneo las que presentan valores más altos. 8, 338. 21  $ng\ g^{-1}$  en el Mar Mediterráneo y 2, 278.24  $ng\ g^{-1}$  en Bahía de La Paz.

Hay opciones limitadas para remover los plásticos o químicos que hay en los océanos, pero hay muchas más opciones para evitar que lleguen en primer lugar.

## 9. LITERATURA CITADA

- Alleva, E., et al., 1998. Statement from the work session on environmental endocrine-disrupting chemicals: neural, endocrine, and behavioural effects. *Toxicology and Industrial Health*, 14(1-2), 1–8.
- Andrady, A. L., S. H. Hamid, X. Hu y A. Torikai., 1998. "Effects of increased solar ultraviolet radiation on materials." *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 46(1-3): 96-103.
- Andrady, A., 2003. An environmental primer. In *Plastics and the environment* (ed. A. Andrady), pp. 3–76. Hoboken, NJ: Wiley Interscience.
- Andrady A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1596–1605.
- Andrady, A. L., 2015. Persistence of Plastic Litter in the Oceans. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 57–72). inbook, Cham: Springer International Publishing. [http://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_3](http://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_3)
- Arukwe, A., Knudsen, F. R., & Goksoyr, A., 1997. Fish *Zona radiata* (eggshell) protein: a sensitive biomarker for environmental estrogens. *Environmental Health Perspective*, 105, 418–422.
- Baini, M. 2016. Tesis de doctorado; Ocurrence, spatial distribution and characterization of plastic debris and related impact on marine biota in the Pelagos Sanctuary (Mediterranean Sea). Università de Siena.
- Baini, M., Martellini, T., Cincinelli, A., Campani, T., Minutoli, R., Panti, C., ... Fossi, M. C., 2017. First detection of seven phthalate esters (PAEs) as plastic tracers in superficial neustonic/planktonic samples and cetacean blubber. *Anal. Methods*. <http://doi.org/10.1039/C6AY02674E>
- Barnes, D.K., F. Galgani, R. C. Thompson y M. Barlaz., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 364.
- Barron, M.G., Schultz, I.R., Hayton, W.L., 1989. Presystemic branchial metabolism limits di-2-ethylhexyl phthalate accumulation in fish. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 98, 49–57.
- Bérubé, M., J. Urbán, A. Dizon, R. Brownell y p. Palsboll., 2002. Genetic identification of a small and highly isolated population of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the Sea of Cortez, México. *Conservation Genetics* 3: 183–190.



- Bose, Shekar., 2001. *The Australian South-east Fishery: An analysis of quota species supply and demand* PhD Thesis, School of Economics, The University of Queensland
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C., 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ. Sci. Technol.*, 42(13), 5026–5031. <http://doi.org/10.1021/es800249a> CCC: \$40.75
- Browne, M.A., P. Crump, S. Niven, E. Teuten, A. Tonkin, T. Galloway y R. Thompson., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. 45: 9175-9179.
- Carpenter, E. J., y Smith, K. L., 1972. Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, 175(4027), 1240 LP-1241. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/175/4027/1240.abstract>
- Castro-Aguirre J.L., E.F. Balart y J. Arvizu-Martínez. 1995. Contribución al conocimiento del origen y distribución de la ictiofauna en el Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 5 (1-2): 57-78.
- Colborn, T., 1998. Building scientific consensus on endocrine disruptors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(1), 1–2.
- Colborn, T., Smolen, M. J., y Rolland, R., 1998. Environmental neurotoxic effects: the search for new protocols in functional teratology. *Toxicology and Industrial Health*, 14(1/2), 9–23.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., y Galloway, T. S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., y Galloway, T. S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science and Technology*, 47(12), 6646–6655. <http://doi.org/10.1021/es400663f>
- Cruz-Orozco R., Martínez-Noriega, C. y Mendoza-Maravillas, A. 1996. Batimetría y sedimentos de la Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Oceanides*, 11(1): 21–27.
- Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44 (9), 842-852.
- Diamanti-Kandarakis, E., Bourguignon, J.-P., Giudice, L. C., Hauser, R., Prins, G. S., Soto, A. M., y Gore, A. C., 2008. Endocrine-Disrupting Chemicals: An Endocrine Society Scientific Statement. *Endocrine Reviews*, 30(4), 293–342. <http://doi.org/10.1210/er.2009-0002>

- Directive, S. F. 2013. Guidance on monitoring of marine litter in European Seas.
- Duty, S.M., Calafat, A.M., Silva, M.J., Ryan, L., y Hauser, R., 2005. Phthalate exposure and reproductive hormones in adult men. *Hum. Reprod.* 20, 604–610.
- Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., y Takada, H., 2005. Concentration of polychlorinated biphenyls ( PCBs ) in beached resin pellets : Variability among individual particles and regional differences, *50*, 1103–1114. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.030>
- Engler, R. E., 2012. The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environmental Science & Technology*, 46(22), 12302–12315. <http://doi.org/10.1021/es3027105>
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C. y Ryan, P. G. 2014. Plastic Pollution in the World ' s Oceans : More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250 , 000 Tons Afloat at Sea, 1–15. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Fendall, L. S., & Sewell, M. A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face : Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1225–1228. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- Fossi, C., C. Panti, C. Guerranti, D. Coppola, M. Giannetti, L. Marsili y R. Minutoli. 2012. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics ? A case study of the Mediterranean fin Whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin*.
- Fossi, M.C., M., Marsili, L., Bainsi, M., Giannetti, M., Coppola, D., Guerranti, Caliani I., Minutoli R., Lauriano G., Grazia M., Rubegni F., Panigada S., Bérubé M., Urbán-Ramírez J., y Panti C., 2016. Fin whales and microplastics : The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Rub e*, 209. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.022>
- Galgani, F., Hanke, G., y Maes, T., 2015. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 29–56). inbook, Cham: Springer International Publishing. [http://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_2](http://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2)
- Galgani, F.; F. Leaute, J. P.; Moguedet, P.; Souplet, A.; Verin, Y.; Carpentier, A.; Goraguere, H.; Latrouitee, D.; Andralf, B.; Cadiou, Y.; Mahe, J. C.; Poulard, J. C. y Nerisson, P. 2000. Litter on the sea floor along European coasts. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 516-527.
- Gioia R, Nizzetto L, Lohmann R, Dachs J, Temme C, y Jones KC., 2008. Polychlorinated biphenyls (Pcbs) in air and seawater of the Atlantic Ocean: sources, trends and processes. *Environ Sci Technol* 42(5):1416–1422

- Hammer, J., Kraak, M.H.S., y Parsons, J.R., 2012. Plastics in the marine environment: the dark side of a modern gift. In: Whitacre, D.M., Nigg, H.N., Doerge, D.R. (Eds.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Book*. Springer, New- York, pp. 1–44.
- Heudorf, U., y Mersch-sundermann, V., 2007. Phthalates : Toxicology and exposure, 210, 623–634. <http://doi.org/10.1016/j.ijheh.2007.07.011>
- Herzke, D., Anker-Nilssen, T., Nøst, T. H., Götsch, A., Christensen-Dalsgaard, S., Langset, M., ... Koelmans, A. A. (2016). Negligible Impact of Ingested Microplastics on Tissue Concentrations of Persistent Organic Pollutants in Northern Fulmars off Coastal Norway. *Environmental Science & Technology*, 50(4), 1924–1933. <http://doi.org/10.1021/acs.est.5b04663>
- Hummel, D.O., 2002. Atlas of plastics additives: analysis by spectrometric methods. Springer, Berlin; New York.
- INEGI, 2015. Revista Realidad, Datos y Espacio. Revista Internacional de Estadística y Geografía. Edición: Vol.6 Núm.1 enero-abril 2015. [http://www.inegi.org.mx/RDE/rde\\_14/rde\\_14\\_art2.html](http://www.inegi.org.mx/RDE/rde_14/rde_14_art2.html)
- Jiménez Illescas A. R., M. Obeso N. y D. A. L. Salas de . 1997. Oceanografía Física de la Bahía de La Paz, B.C.S., 31-41. En: Urbán R. J. y M. Ramírez R. (Eds) La Bahía de La Paz, Investigaciones y Conservación. Univ. Autón. Baja Cal. Sur, Ctro. Interdiscip. Cienc. Mar., Scripp Inst. Oceanogr., La Paz, B.C.S., 345p.
- Kai H, Shono T, Tajiri T, Suita S. 2005. Long-term effects of intrauterine exposure to mono-n-butyl phthalate on the reproductive function of postnatal rats. *J Pediatr Surg* 2005;40:429– 433
- Koch, H. M., y Calafat, A. M., 2009. Human body burdens of chemicals used in plastic manufacture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2063 LP-2078. Retrieved from <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/364/1526/2063.abstract>
- Laist, D.W., 1997. Impacts of marine debris: Entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records, in: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris - Sources, Impacts and Solutions*. Springer-Verlag, New York, pp. 99–139.
- Lattin, G. L., y Moore, C. J., 2004. A comparison of neustonic plastic and zooplankton at different depths near the southern California shore, 49, 291–294. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.01.020>
- Lorz, P. M., Towae, F. K., Enke, W., Ja "ckh, R. & Bhargava, N., 2002. Phthalic acid and derivatives. In: Wiley-VCH (Ed.), *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry Release 12 2003, 7th Edition Online*. Wiley-VCH, Weinheim, Germany. DOI: 10.1002/14356007.a20 181.

- Mackintosh, N.A. 1942. The southern stocks of whalebone whales. *Discovery Reports*, 22:197-300.
- Marsee, K., Woodruff, T., Axelrad, D., Calafat, A., y Swan, S., 2006. Estimated Daily Phthalate Exposures in a Population of Mothers of Male Infants Exhibiting Reduced Anogenital Distance. *Environmental Health Perspectives*, 114(6), 805-809. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/3650980>
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Knehiro, H., Ohtake, C., y Kaminuma, T., 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science Technology* 35, 318–324
- Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K., y Weisberg, S. B., 2001. A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre, 42(12), 1297–1300.
- Moore, C. J., 2002. A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California ' s coastal waters, 44, 1035–1038.
- Moore, C.J., Moore, S.L., Weisberg, S.B., Latin, G.L., Zellers, A.F., 2002. A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 1035e1038.
- NAS. 1975. Petroleum in the marine environment. National Academy of Sciences, Washington, DC
- Niño-Torres, C.A., J. Urbán-Ramírez y O. Vidal., 2011. Mamíferos Marinos del Golfo de California: Guía ilustrada. Publicación Especial No. 2, Alianza WWF México-Telcel. 192 pp.
- O'Brine, T., y Thompson, R. C., 2010. Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), 2279–2283. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.005>
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O. y Tyler, C. R., 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2047 LP-2062. Retrieved from <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/364/1526/2047.abstract>
- PEMRG, 2011. Plastics – the facts 2011: an analysis of European plastics production, demand and recovery for 2010, PlasticsEurope Market Research Group
- Reilly, S.B., Bannister, J.L., Best, P.B., Brown, M., Brownell Jr., R.L., Butterworth, D.S., Clapham, P.J., Cooke, J., Donovan, G.P., Urban, J. y Zerbini, A.N., 2013. *Balaenoptera physalus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2013*: e.T2478A44210520. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013- 1.RLTS.T2478A44210520.en>

- Rios, L.M., Moore, C., Jones, P., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1230–1237.
- Roden, 1964. Oceanographic Aspects of Gulf of California. *Marine Geology of the Gulf of California*. 30-58 pp.
- Sax L, 2009. Polyethylene terephthalate may yield endocrine disruptors. *Environ Health Perspect* 118:445–448
- Shaw, D. G., y Day, R. H., 1994. Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 28(1), 39–43. [http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90184-8](http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(94)90184-8)
- Skinner, M. K. y Anway, M. D., 2007 Epigenetic transgenerational actions of vinclozolin on the development of disease and cancer. *Crit. Rev. Oncog.* 13, 75-82.
- Swan, S.H., Main, K.M., Liu, F., Stewart, S.L., Kruse, R.L., Calafat, A.M., Mao, C.S., Redmon, J.B., Ternand, C.L., Sullivan, S., y Teague, J.L., 2005. Study for Future Families Research Team 2005. Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure. *Environ. Health Perspect.* 113, 1056–1061.
- Talsness, C. E., Andrade, A. J. M., Kuriyama, S. N., Taylor, J. A., y Saal, F. S., 2009. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health, 2079–2096. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0281>
- Tanabe S, Tatsukawa R, Tanaka H, Maruyama K, Miyazaki N, Fujiyama T., 1981. Distribution and total burdens of chlorinated hydrocarbons in bodies of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Agric Biol Chem* 45(11):2569-2578
- Tanabe, S., H. Iwata, y R. Tatsukawa. 1994. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. *The Science of the Total Environment*. 154: 163-177.
- Teuten, E. L., Jovita M. Saquing, Detlef R. U. Knappe, Morton A. Barlaz, Susanne Jonsson, Annika Björn, Steven J. Rowland, Richard C. Thompson, Tamara S. Galloway, Rei Yamashita, Daisuke Ochi, Yutaka Watanuki, Charles Moore, Pham Hung Viet, Touch Seang Tana, Maricar Prudente, Ruchaya Boonyatumanond, Mohamad P. Zakaria, Kongsap Akkhavong, Yuko Ogata, Hisashi Hirai, Satoru Iwasa, Kaoruko Mizukawa, Yuki Hagino, Ayako Imamura, Mahua Saha, y Hideshige Takada . 2009 Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Phil. Trans. R. Soc. B* 364, 2027–2045.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., y Russell, A. E. 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? 2004 *Science*. 304, 5672, 838.

- Thompson, R., Moore, C., Andrady, A., Gregory, M., Takada, H. y Weisberg, S. 2005. New directions in plastic debris. *Science* 310, 1117.
- Thompson, R.C., 2006. Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. In: Krause, J.C., Nordheim, H., Bräger, S. (Eds.), *Marine Nature Conservation in Europe*. Federal Agency for Nature Conservation, Stralsund, Germany, pp. 107–115.
- Thuren, A., y Södergren, A., 1987. Clean-up with Sulphuric Acid prior to the Gas Chromatographic Determination of Phthalate Esters. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 28, 309-315.
- UNEP. 2005. *Making Tourism Sustainable: a guide for policy makers*. United Nations Environment Programme (UNEP), Paris.
- UNEP, 2015. *Biodegradable Plastics and Marine Litter. Misconceptions, concerns and impacts on marine environments*. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi.
- Wetherill, Y. B., Akingbemi, B. T., Kanno, J., McLachlan, J. A., Nadal, A., Sonnenschein, C., y Belcher, S. M., 2007. In vitro molecular mechanisms of bisphenol A action. *Reproductive Toxicology*, 24(2), 178–198.  
<http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.reprotox.2007.05.010>