



**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA
INDOAMÉRICA**

**DIRECCIÓN DE POSTGRADOS
MAESTRÍA EN BIODIVERSIDAD Y CAMBIO CLIMÁTICO**

TEMA:

**ANÁLISIS ECOTOXICOLÓGICOS PARA EVALUAR LA
BIOACUMULACIÓN DE TOXINAS ASOCIADAS A LA INGESTA DE
MICROPLÁSTICO EN MANTA RAYAS OCEÁNICAS (*MOBULA
BIROSTRIS*) DE ISLA DE LA PLATA, ECUADOR.**

Proyecto de Desarrollo previo a la obtención del título de Magister en
Biodiversidad y Cambio Climático

Autora

Micaela Stacey Solís

Tutor Doctor Ibon Tobes Sesma

QUITO – ECUADOR

2022

**AUTORIZACIÓN POR PARTE DEL AUTOR PARA LA CONSULTA,
REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL, Y PUBLICACIÓN
ELECTRÓNICA DEL
TRABAJO DE TÍTULACIÓN**

Yo, Micaela Stacey Solís, declaro ser autor del Proyecto de Desarrollo con el nombre “Análisis ecotoxicológicos para evaluar la bioacumulación de toxinas asociadas a la ingesta de microplástico en manta rayas oceánicas (*Mobula birostris*) de Isla de la Plata, Ecuador.”, como requisito para optar al grado de Magister y autorizo al Sistema de Bibliotecas de la Universidad Tecnológica Indoamérica, para que con fines netamente académicos divulgue esta obra a través del Repositorio Digital Institucional (RDI-UTI).

Los usuarios del RDI-UTI podrán consultar el contenido de este trabajo en las redes de información del país y del exterior, con las cuales la Universidad tenga convenios. La Universidad Tecnológica Indoamérica no se hace responsable por el plagio o copia del contenido parcial o total de este trabajo.

Del mismo modo, acepto que los Derechos de Autor, Morales y Patrimoniales, sobre esta obra, serán compartidos entre mi persona y la Universidad Tecnológica Indoamérica, y que no tramitaré la publicación de esta obra en ningún otro medio, sin autorización expresa de la misma. En caso de que exista el potencial de generación de beneficios económicos o patentes, producto de este trabajo, acepto que se deberán firmar convenios específicos adicionales, donde se acuerden los términos de adjudicación de dichos beneficios.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Quito, a los 11 días del mes de enero de 2022, firmo conforme:

Autor: Micaela Stacey Solís

Firma:

Número de Cédula: 1713069969

Dirección: Pichincha, Quito, Puembo, San José de Puembo.

Correo Electrónico: mica.stacey91@gmail.com

Teléfono: 0968702345

APROBACIÓN DEL TUTOR

En mi calidad de Tutor del Proyecto de Desarrollo “ANÁLISIS ECOTOXICOLÓGICOS PARA EVALUAR LA BIOACUMULACIÓN DE TOXINAS ASOCIADAS A LA INGESTA DE MICROPLÁSTICO EN MANTA RAYAS OCEÁNICAS (*MOBULA BIROSTRIS*) DE ISLA DE LA PLATA, ECUADOR” presentado por Micaela Stacey Solís, para optar por el Título Magister,

CERTIFICO

Que dicho Proyecto de Desarrollo ha sido revisado en todas sus partes y considero que reúne los requisitos y méritos suficientes para ser sometido a la presentación pública y evaluación por parte del Tribunal Examinador que se designe.

Quito, 11 de enero del 2022

.....
Doctor Ibon Tobes Sesma

APROBACIÓN TRIBUNAL

El trabajo de Titulación, ha sido revisado, aprobado y autorizada su impresión y empastado, sobre el Tema: ANÁLISIS ECOTOXICOLÓGICOS PARA EVALUAR LA BIOACUMULACIÓN DE TOXINAS ASOCIADAS A LA INGESTA DE MICROPLÁSTICO EN MANTA RAYAS OCEÁNICAS (*MOBULA BIROSTRIS*) DE ISLA DE LA PLATA, ECUADOR, previo a la obtención del Título de Magister, reúne los requisitos de fondo y forma para que el estudiante pueda presentarse a la sustentación del trabajo de titulación.

Quito, 27 de enero de 2022

.....

David Donoso Vargas PRESIDENTE DEL TRIBUNAL

.....

Ibon Tobes Sesma VOCAL



.....

Daniel Escobar Camacho VOCAL

DEDICATORIA

Al mar, a las mantas y a toda la vida que se esconde bajo esa delicada línea de
espejo.

AGRADECIMIENTOS

A mi mamá Cristina Solís, por el apoyo y amor incondicional, y por inspirarme a hacer de mis estudios un camino de vida. A mi papá Luis Stacey, por haberme enseñado a amar la naturaleza y por enseñarme el valor de dedicar la vida a ayudar a otros. A mi hermano Antonio Stacey, por apoyarme a cumplir mis sueños, ayudarme cuando más lo necesito y preparar los mejores postres. A Gustavo Pazmiño por el cariño, las risas, las enseñanzas, el apoyo y por darme el impulso para perseguir mis sueños cueste lo que cueste. A toda mi familia por todo el apoyo y amor que recibo a diario. A mis amigas por ser una red de apoyo y sostén incondicional en mis momentos más oscuros y por ser una inspiración de resistencia y amor. A José Solís por llevarme al mar a descubrir sus maravillas, ser un héroe de carne y hueso, y un ejemplo a seguir. A Michel Guerrero por abrirme las puertas del Proyecto Mantas Ecuador y enseñarme a dar todo por la conservación de las manta rayas gigantes. A Ibon Tobes por el apoyo, por creer profundamente en mis capacidades y el potencial de este proyecto. A la Universidad Tecnológica Indoamérica por las enseñanzas y el apoyo financiero. A la beca Millenium Ocean Prize por el financiamiento, el apoyo y permitirme empezar a desarrollar este proyecto. Al mar por ser una fuente inagotable de inspiración y por darle sentido a mi vida.

INDICE DE CONTENIDOS

PORTADA	i
AUTORIZACIÓN PARA EL REPOSITORIO DIGITAL	ii
APROBACIÓN DEL TUTOR	iii
APROBACIÓN TRIBUNAL.....	iv
DEDICATORIA.....	v
AGRADECIMIENTOS.....	vi

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN.....	1
Plásticos: una problemática mundial.....	1
Contaminantes asociados a la ingesta de microplástico.....	5
Megafauna marina filtradora y microplástico.....	9
Manta rayas gigantes.....	11
Manta rayas oceánicas: una especie bandera para combatir la contaminación por plásticos en los océanos.....	15
OBJETIVOS.....	17
Objetivo general.....	17
Objetivo específico.....	17

CAPÍTULO II

METODOLOGÍA.....	19
Área de estudio.....	19
Obtención de muestras.....	20
Análisis ecotoxicológicos.....	23
Muestreo de microplásticos.....	24
Material audiovisual y socialización del proyecto.....	25
Trabajo con la comunidad.....	26

CAPÍTULO III

RESULTADOS ESPERADOS.....	27
Microplásticos en Ecuador.....	27
Análisis ecotoxicológicos en <i>Mobula birostris</i>	29
Material audiovisual, socialización del proyecto y trabajo con la comunidad.....	31

CAPÍTULO IV

Conclusiones y recomendaciones.....	34
Bibliografía.....	36

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico No. 1: Zonas de Convergencia Subtropical.....	3
Gráfico No. 2: Coctel de contaminantes.....	5
Gráfico No. 3: Distribución mundial del género <i>Mobula</i>	12
Gráfico No. 4: Mapa de Isla de la Plata.....	19

ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen No. 1. Microplásticos en la playa.....	2
Imagen No. 2. Tiburón ballena (<i>Rhincodon typus</i>) alimentándose.....	9
Imagen No. 3. Tamaño de <i>Mobula birostris</i>	11
Imagen No. 4. Patrones de coloración ventral de <i>Mobula birostris</i>	14
Imagen No. 5. <i>Mobula birostris</i> una especie bandera para combatir la contaminación por plástico en los océanos.....	15
Imagen No 6. Fotoidentificación de <i>M. birostris</i>	21
Imagen No. 7. Trabajo de campo.....	22
Imagen No. 8. Imágenes llamativas para socialización.....	32
Imagen No. 9. Infografía.....	33

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexos 1. Cronograma de actividades.....	62
--	----

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMÉRICA
DIRECCIÓN DE POSTGRADOS
MAESTRÍA EN BIODIVERSIDAD Y CAMBIO CLIMÁTICO**

**TEMA: ANÁLISIS ECOTOXICOLÓGICOS PARA EVALUAR LA
BIOACUMULACIÓN DE TOXINAS ASOCIADAS A LA INGESTA DE
MICROPLÁSTICO EN MANTA RAYAS OCEÁNICAS (*Mobula birostris*)
DE ISLA DE LA PLATA, ECUADOR**

**AUTOR: Micaela Stacey Solís
TUTOR: Doctor Ibon Tobes Sesma**

RESUMEN EJECUTIVO

El alarmante incremento de plásticos en los océanos es un grave problema de contaminación a escala global. El plástico puede afectar gravemente a la vida marina, siendo la ingesta de microplásticos una de las principales amenazas. Por su naturaleza hidrofóbica, los microplásticos pueden actuar como sumideros para una gran cantidad y variedad de contaminantes orgánicos, pesticidas y metales pesados. Una vez ingeridos, estos contaminantes son fácilmente liberados dentro de los organismos y bioacumulados en sus órganos y tejidos, afectando significativamente su fisiología, reproducción y desarrollo, desencadenando una serie de impactos negativos a nivel ecológico.

El presente proyecto de desarrollo, a través de biopsias de tejido muscular y de análisis ecotoxicológicos, busca determinar la presencia y concentración de los diferentes contaminantes asociados con la ingesta de microplásticos en manta rayas oceánicas (*Mobula birostris*) de Isla de la Plata, Ecuador. Hasta el momento se han logrado obtener 15 muestras de tejido muscular, las cuales se encuentran almacenadas a -20 °C para su posterior análisis. Con estos análisis se espera comprobar si existe ingesta y bioacumulación de microplásticos y contaminantes asociados en esta población. Los resultados esperados de este proyecto ayudarán a evaluar el impacto de la contaminación plástica en la región sur del Pacífico Este, donde los estudios en este tema son escasos.

Adicionalmente, el proyecto incluye un componente social de educación para la conservación de los océanos. Mediante el uso de material audiovisual de alto impacto, como fotografías, documentales e infografías, se pretende efectuar campañas de educación ambiental para fomentar la reducción del uso de plásticos a nivel local. De esta forma, los resultados obtenidos del componente científico podrán ser transmitidos de una forma incluyente al público general, con el fin de generar conciencia sobre el uso indiscriminado de plásticos y la importancia de la conservación de los ecosistemas marinos.

DESCRIPTORES: contaminantes, ecotoxicología, microplástico, *Mobula birostris*, océanos.

**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMÉRICA
DIRECCIÓN DE POSTGRADOS
MAESTRÍA EN BIODIVERSIDAD Y CAMBIO CLIMÁTICO**

**THEME: ECOTOXICOLOGICAL ANALYSIS TO EVALUATE THE
BIOACUMULATION OF TOXINS ASSOCIATED WITH
MICROPLASTIC INTAKE IN OCEANIC MANTA RAYS (*Mobula
birostris*) FROM ISLA DE LA PLATA, ECUADOR**

**AUTOR: Micaela Stacey Solís
TUTOR: Doctor Ibon Tobes Sesma**

ABSTRACT

The alarming increase in plastics in the oceans is a serious pollution problem on a global scale. Plastic can severely affect marine life, with the intake of microplastics being one of the main threats. Because of their hydrophobic nature, microplastics can act as sinks for a large number and variety of organic pollutants, pesticides and heavy metals. Once ingested, these pollutants are easily released into organisms and bioaccumulated into their organs and tissues, significantly affecting their physiology, reproduction and development, triggering a series of negative impacts at the ecological level.

The present Development Project, through muscle tissue biopsies and ecotoxicological analysis, seeks to determine the presence and concentration of the different pollutants associated with the intake of microplastics in oceanic manta rays (*Mobula birostris*) of Isla de la Plata, Ecuador. So far, 15 samples of muscle tissue have been obtained, which are stored at -20 °C for further analysis. With these analyses it is expected to check if there is intake and bioaccumulation of microplastics and associated contaminants in this population. The expected results of this project will help assess the impact of plastic pollution in the southern East Pacific region, where studies on this topic are scarce.

Additionally, the project includes a social component of education for ocean conservation. Through the use of high-impact audiovisual material, such as photographs, documentaries and infographics, it is intended to carry out environmental education campaigns to promote the reduction of the use of plastics at the local level. In this way, the results obtained from the scientific component can be transmitted in an inclusive way to the general public, in order to raise awareness about the indiscriminate use of plastics and the importance of the conservation of marine ecosystems.

KEYWORDS: contaminants, ecotoxicology, microplastic, *Mobula birostris*, ocean

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

Plásticos: una problemática mundial

Desde la década de 1950, tanto la producción como el consumo de plástico han incrementado drásticamente a nivel mundial. En la actualidad, cada año se producen alrededor de 400 millones de toneladas de productos plásticos, de las cuales, entre 8 y 12 millones de toneladas terminan en los océanos (PlasticsEurope, 2018). Se estima que entre 5 y 50 trillones de partículas plásticas se encuentran flotando en la superficie de los océanos, lo cual representa más de 250.000 millones de toneladas métricas de basura plástica flotando en el mar (Ericksen et al., 2014; Jambeck et al., 2015; van Sebille et al., 2015). La gran mayoría de plásticos de uso común, al ser fabricados a partir de monómeros derivados de hidrocarburos fósiles no son biodegradables, y como resultado de esto, el plástico no se degrada y es acumulado en el ambiente (Barnes et al., 2009). Gracias a su característica resistencia y durabilidad, se cree que todo el plástico que alguna vez ha entrado al ambiente permanece hasta la fecha sin degradarse, ya sea como elementos completos o como fragmentos (Barnes et al., 2009; Thompson et al., 2005).

Los plásticos en el océano están expuestos a varios factores o procesos de fragmentación, entre los cuales se encuentran principalmente la fotodegradación por la prolongada exposición a rayos UV y la abrasión física por la acción del oleaje (Barnes et al., 2009). Al perder la integridad de su estructura, estos plásticos se fragmentan gradualmente en pedazos cada vez más pequeños mejor conocidos como microplásticos (partículas < 5mm) (Andrady, 2011; Thompson, 2004). Estas pequeñas partículas son mucho más estables y duraderas, lo cual prolonga aún más su permanencia en los ambientes marinos por cientos y hasta

miles de años (Barnes et al., 2009). Además, debido a la acción de vientos y corrientes oceánicas, los microplásticos son fácilmente dispersados, lo que resulta en su rápida extensión global, convirtiéndose en uno de los mayores problemas actuales de contaminación con importantes implicaciones ecológicas (Barnes et al., 2009; Van Sebille et al., 2015; Worm et al., 2017; Wright et al., 2013).



Imagen No. 1. Plásticos fragmentados recolectados en la playa de Tortuga Bay, Santa Cruz, Galápagos. Febrero, 2019.

Fuente: Micaela Stacey Solís.

Actualmente el plástico y microplástico pueden ser encontrados en todos los ambientes marinos, desde la línea costera hasta las profundidades del mar (Van Cauwenberghe et al., 2013), y desde los trópicos hasta los polos (Barnes et al., 2010; Gregory y Ryan, 1997). En los últimos años, gracias a observaciones y modelos de circulación oceánica (Lebreton et al., 2012; Maximenko et al., 2012), se han reportado zonas con grandes concentraciones de desechos plásticos como en el Atlántico Norte (Law et al., 2010), en el Pacífico oriental (Law et al., 2014), y especialmente en los cinco giros oceánicos subtropicales o también conocidos como Zonas de Convergencia Subtropical (Ericksen et al., 2013; Goldstein et al., 2013; Law et al., 2010; Law et al., 2014), donde la acumulación de residuos plásticos está asociada con la convergencia de corrientes superficiales (Van Sebille et al., 2015). Las Zonas de Convergencia Subtropical se caracterizan por el movimiento de grandes masas de agua por la acción de vientos, lo cual a su vez

crea regiones de alta productividad biológica asociada a la surgencia de corrientes marinas cargadas de nutrientes (Jantz et al., 2013). Gracias a su alta productividad biológica, las Zonas de Convergencia Subtropical son importantes centros de forrajeo para un sinnúmero de especies marinas, así como importantes corredores migratorios, lo cuál vuelve aún más preocupante las altas concentraciones de plástico y microplástico en estas importantes zonas de productividad biológica (Jantz et al., 2013).

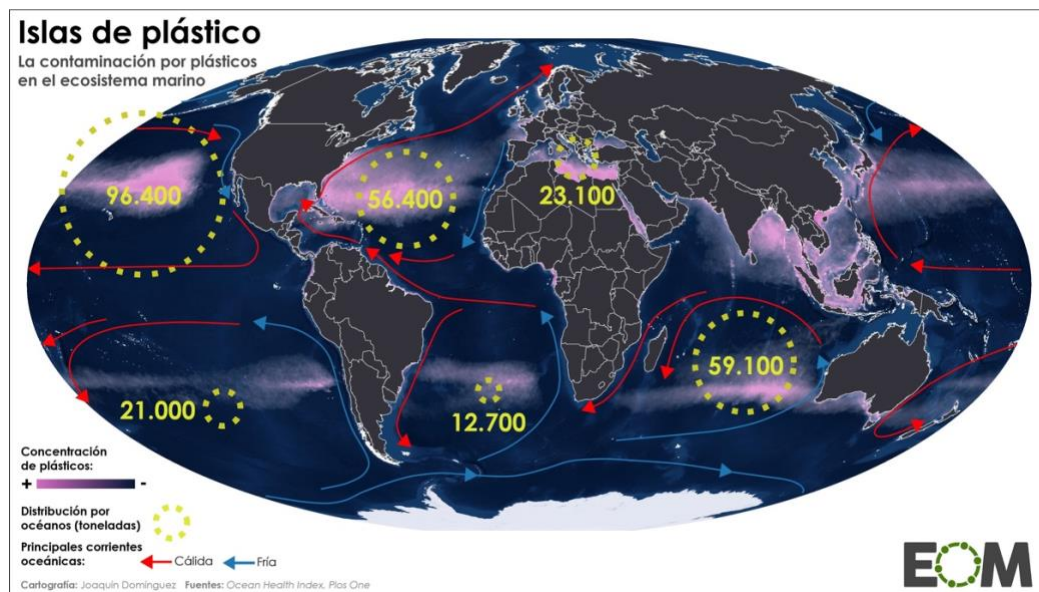


Gráfico No. 1. Mapa de las Zonas de Convergencia Subtropical donde se muestra las concentraciones de plástico, las toneladas de basura y las principales corrientes oceánicas.

Fuente: Ocean Health Index

Los desechos plásticos y el microplástico disponibles en el ambiente representan una amenaza significativa para la vida marina (Gall y Thompson, 2015). Entre las principales amenazas están los enredos y especialmente los efectos negativos de la ingesta de microplástico (Gall y Thompson, 2015; Laist, 1997). Gracias a su reducido tamaño, las partículas de microplástico (< 5mm) pueden ingresar fácilmente a las cadenas tróficas, afectando a una amplia gama de especies, desde microorganismos como bacterias y plancton, hasta grandes vertebrados como peces, aves, mamíferos y reptiles (Cole et al., 2011; Gall y Thompson, 2015). Una vez ingeridos, los plásticos pueden presentar una amplia variedad de impactos sobre la vida marina como alteraciones en el sistema

digestivo por bloqueos o perforaciones (Hjelmeland et al., 1988; Jackson et al., 2000), cambio de comportamiento, bioacumulación de contaminantes (Farrell y Nelson, 2013; Teuten et al., 2009), y una larga lista de efectos subletales como morbilidad (Lavers et al., 2014), problemas hepáticos (Rochman et al., 2013a), alteraciones en el sistema endócrino (Rochman et al., 2014), y efectos neurotóxicos que pueden afectar gravemente las funciones nerviosas y neuromusculares (Oliveira et al., 2013).

Además, por su naturaleza hidrofóbica, los plásticos pueden atraer, absorber y transportar una gran cantidad y variedad de contaminantes, convirtiéndose así en importantes sumideros para metales pesados, agroquímicos, contaminantes orgánicos persistentes (COPs), aditivos y pesticidas que están presentes en el agua (Teuten et al., 2009). Varios estudios han mostrado que el polietileno, polipropileno y poliestireno son los polímeros más comunes, abundantes y que absorben las mayores concentraciones de contaminantes que están libres en el agua de los océanos (Karapagioti y Klontza 2008; Mendez-Pedriz y Jaumot, 2020; Pascall et al. 2005; Rochman et al. al. 2013b, c; Rochman, 2015; Teuten et al. 2007). Estos contaminantes pueden llegar a bioacumularse en los organismos en concentraciones hasta un millón de veces más altas comparadas a las concentraciones registradas en el agua de los océanos (Ashton et al., 2010; Mato et al., 2001; Ogata et al., 2009). Una vez dentro de los organismos, se ha visto que los contaminantes también tienen el potencial de afectar significativamente la fisiología, etología, reproducción y desarrollo de un sinnúmero de especies, desencadenando una serie de graves impactos a nivel poblacional y ecológico (Lyons et al., 2013; Rochman et al., 2014; Teuten et al., 2009).

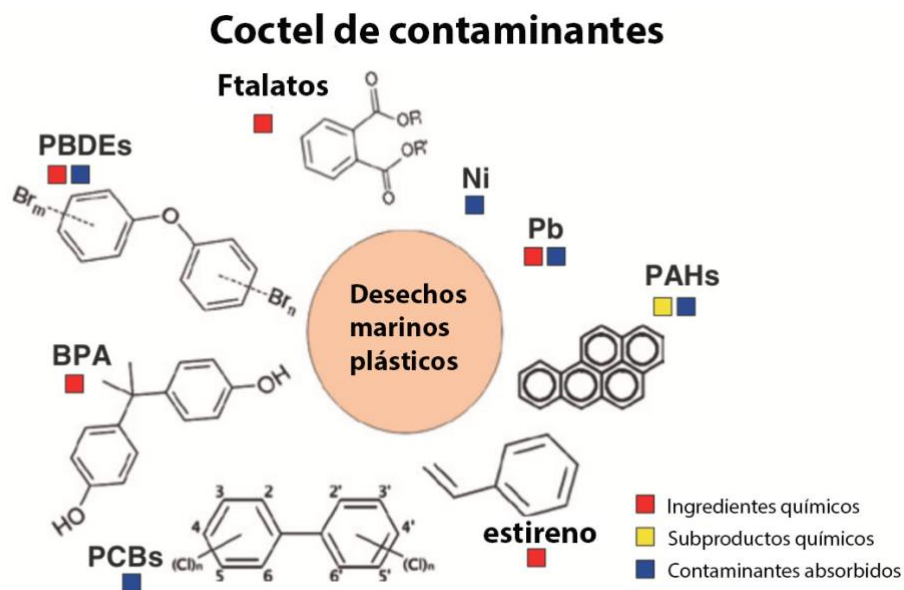


Gráfico No. 2. Cóctel de contaminantes asociados a desechos plásticos marinos. Los contaminantes asociados con los desechos marinos incluyen ingredientes químicos (cuadrados rojos), subproductos químicos de la fabricación (cuadrados amarillos) y aquellos que se acumulan en el entorno marino del agua del océano circundante (cuadrados azules)

Fuente: Modificado de Rochman (2015)

Contaminantes asociados a la ingesta de microplástico

Los desechos plásticos que se encuentran en el medio marino están fuertemente asociados a una gran cantidad y variedad de contaminantes químicos y orgánicos, algunos agregados incluso desde el inicio de su producción (Rochman et al., 2013b; Rochman, 2015; Teuten et al., 2007). La fabricación de productos plásticos se basa en la polimerización de cadenas de monómeros, la cual involucra la aplicación de otras sustancias químicas durante el proceso como solventes, pigmentos, retardantes de llamas, plastificantes, aditivos, adyuvantes de suspensión y catalizadores (Rochman, 2015). Estas sustancias químicas son utilizadas como materia prima en la fabricación de varios productos plásticos para brindarles su característica flexibilidad, fuerza y resistencia (Lithner et al., 2011; Rochman, 2015). Asimismo, algunos residuos o subproductos liberados durante el proceso de fabricación de los plásticos son difíciles de eliminar y quedan atrapados en el producto final (Kwon y Castaldi, 2008). De hecho, según el marco de las Naciones Unidas y la Unión Europea, más del 50% de todos los plásticos

que son producidos a nivel mundial son considerados peligrosos por los aditivos y subproductos que los constituyen (Lithner et al., 2011).

Cuando los plásticos se fragmentan en partículas más pequeñas como el microplástico, estos pueden liberar sustancias químicas, algunas formadas por moléculas tan pequeñas que pueden penetrar fácilmente las membranas celulares (Roy et al., 2011; Savoca et al., 2018; Teuten et al., 2009). Entre estas sustancias se encuentran los ftalatos. Los ftalatos son plastificantes ampliamente utilizados en la fabricación de productos plásticos para aumentar su flexibilidad, transparencia, durabilidad y longevidad (Barreca et al., 2014). Estos químicos son utilizados en la industria como plastificantes en la producción de PVC (policloruro de vinilo) y pueden ser encontrados en una gran variedad de productos como pegamentos, adhesivos, pinturas de pared, productos electrónicos, juguetes y productos de cuidado personal, entre otros (Barreca et al., 2014; Chan y Shuang, 2012; Savoca et al., 2018).

Anualmente se producen alrededor de 8,4 millones de toneladas de plastificantes a nivel mundial, de las cuales, más del 70% son ftalatos (www.plasticisers.org). Entre los ftalatos más utilizados como aditivos se encuentran el ftalato de dimetilo (DMP), ftalato de dietilo (DEP), ftalato de di-n-butilo (DBP), ftalato de butilbencilo (BBP), ftalato de di-n-octilo (DOTP) y di (2-etilhexil) ftalato (DEHP), siendo este último el ftalato más utilizado, representando alrededor del 51% de toda la producción mundial. Al ser los más comunes, estos ftalatos también se encuentran con mayor frecuencia en el ambiente y en los organismos que los consumen. (Rahman y Brazel, 2004; Savoca et al., 2018). Los ftalatos pueden servir como indicadores de la ingesta directa de microplástico en especies marinas ya que, al ser sustancias generalmente solubles en matrices hidrofóbicas, estos contaminantes pueden bioacumularse fácilmente en los tejidos de los animales. Una vez acumulados dentro de los organismos, los ftalatos pueden actuar como importantes disruptores endócrinos e inhibidores de fertilidad (Fossi et al., 2012; Sparling, 2016).

Por otro lado, la gran mayoría de los plásticos y microplásticos que se encuentran en los ambientes marinos son polímeros derivados de hidrocarburos fósiles como el etileno, polietileno, polipropileno y poliestireno, entre otros (Mato

et al., 2001). Al ser unidades de hidrocarburos saturados, dichos polímeros poseen superficies no polares, lo cual los hace más propensos a atraer y acumular sustancias grasas, hidrófobas y no polares presentes en el agua como aceites, metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes (COPs) y químicos, convirtiendo a los plásticos en importantes sumideros de contaminantes en el medio marino (Lee et al., 2014; Mato et al., 2001; Ríos et al., 2010).

Adicionalmente, por la acción de vientos y corrientes marinas, los desechos plásticos pueden transportar este tipo de contaminantes muy lejos de su fuente de origen, llevándolos consigo hasta los rincones más remotos del océano (Ríos et al., 2010).

Entre los contaminantes orgánicos que se adhieren con mayor frecuencia a plásticos y microplásticos, se encuentran los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), los bifenilos policlorados (PCB), pesticidas como el diclorodifeniltricloroetano (DDT) y sus formas degradadas (DDD y DDE), el hexaclorobenceno (HCB) y el hexaclorociclohexano (HCH), entre otros (Heskett et al., 2012; Mato et al., 2001; Ogata et al., 2009; Rios et al., 2007; Rios et al., 2010; Rios-Mendoza y Jones, 2015).

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) son compuestos orgánicos fácilmente encontrados en el medio natural ya que pueden derivarse tanto de fuentes naturales como antropogénicas. Estos ingresan al medio ambiente principalmente a través del aire proveniente de volcanes e incendios forestales, o pueden formarse durante la combustión incompleta del carbón, petróleo, gas, tabaco, basura u otras sustancias orgánicas, e incluso durante el ciclo de producción de plásticos como el poliestireno (Eisler, 1987; Kwon y Castaldi 2008). Se ha visto que la exposición a los HAP puede presentar graves efectos deletéreos en la reproducción, así como también cáncer, mutaciones o teratogénesis. Por esta razón, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha identificado alrededor de 16 tipos de HAP como importantes contaminantes del medio ambiente y de la salud (Nicolas, 1999; Tuvikene, 1995).

Por otro lado, los pesticidas organoclorados como el DDT (diclorodifeniltricloroetano) y sus formas degradadas como el DDD y DDE son compuestos altamente tóxicos, liposolubles y persistentes (Sparling, 2016). Estos

contaminantes se bioacumulan fácilmente en los tejidos de invertebrados y vertebrados, y se biomagnifican en las cadenas tróficas, llegando a afectar hasta predadores tope (Mnif et al., 2011). Actualmente, varios de los pesticidas organoclorados están prohibidos en muchos países del mundo ya que tienen el potencial de afectar gravemente el desarrollo, la reproducción y el comportamiento de los animales, además de dañar el sistema nervioso central, los riñones y el hígado (Johnson, 1968; Sapozhnikova et al., 2004). Sin embargo, por su persistencia y la inmensa cantidad utilizada en el pasado, estos contaminantes todavía son detectables en muchos ambientes y organismos (Hop et al., 2002; Mössner y Ballschmiter, 1997).

Los bifenilos policlorados (PCB) están considerados como uno de los 12 contaminantes más nocivos creados por la humanidad. Estos compuestos organoclorados fueron utilizados masivamente hasta la década de 1970 en la fabricación de productos electrónicos, como vehículos para pesticidas y en materiales de construcción (Korrick y Sagiv, 2008; Teil et al., 2012). Aunque en la actualidad los PCB están prohibidos o fuertemente regulados en la mayoría de países, estos compuestos aún pueden ser detectados en el suelo, el agua o estar bioacumulados en los tejidos grasos de animales (Letcher et al., 2010). La exposición a estos contaminantes puede causar graves daños genotóxicos (Marabini et al., 2011), interferir con la reproducción (Holm et al., 1993; Murphy et al., 2005) y con las tasas de crecimiento (Bengtsson, 1980).

Todos estos contaminantes han sido clasificados como peligrosos gracias a su persistencia, baja degradación en ambientes naturales y los altos niveles de bioacumulación y toxicidad en organismos vivos (Tanabe, 2002). Dichos contaminantes no se unen covalentemente a los plásticos, es decir, no se crean enlaces estables entre ambos compuestos y, por lo tanto, los contaminantes pueden ser liberados fácilmente de vuelta al medio ambiente o dentro de los organismos que los han ingerido (Gunaalan et al., 2020; Lee et al., 2014; Menéndez-Pedriza y Jaumot, 2020; Pelamatti et al., 2021). Una vez dentro de los organismos, estos contaminantes pueden provocar graves efectos como cambio en el comportamiento (Browne et al., 2013), daños hepáticos (Rochman et al., 2013a), disrupciones endócrinas (Kim et al., 2002; Rochman et al., 2014; Teuten

et al., 2009), trastornos del desarrollo neuroconductual, alteraciones de la hormona tiroidea, teratogenicidad y reducción del éxito del desove (Darnerud, 2003), entre otros. Así mismo, se ha demostrado que estos contaminantes pueden alterar procesos fisiológicos básicos como la división celular, la producción de hormonas o la inmunidad, reduciendo significativamente la capacidad de los organismos para reproducirse (Brown et al. 2004), para escapar de depredadores (Cartwright et al., 2006), o causando graves enfermedades como cáncer (Oehlmann et al., 2009; Vasseur y Cossu-Leguille 2006; Zhuang et al., 2009).

Megafauna marina filtradora y microplástico

A pesar de la creciente preocupación y el aumento en el número de estudios sobre la ingesta de microplástico y sus efectos en organismos marinos, muy pocas investigaciones se han enfocado en la megafauna marina que se alimenta por filtración como ballenas, mantarrayas gigantes y algunas especies de tiburones (Fossi et al., 2012; Fossi et al., 2014; Germanov et al., 2018; Worm et al., 2017).



Imagen No. 2. Tiburón ballena (*Rhincodon typus*) alimentándose de zooplancton por filtración, Isla Mujeres, Reserva de la Biósfera Caribe Mexicano, México. Julio, 2019.

Fuente: Micaela Stacey Solís.

La megafauna marina filtradora es particularmente susceptible a la ingesta de microplástico debido a sus estrategias de alimentación, el tipo de presas de las que se alimentan y la superposición de su hábitat con puntos importantes de contaminación y acumulación de microplásticos alrededor del mundo (Germanov et al., 2018; Paig-Tran et al., 2013; Setälä et al., 2014). Además, al ser animales generalmente grandes, las especies filtradoras pueden llegar a consumir alarmantes cantidades de microplástico, mientras que su longevidad incrementa los riesgos de bioacumulación de contaminantes, exacerbando aún más su vulnerabilidad (Germanov et al., 2019; Stewart et al., 2018). Debido a su lento crecimiento y maduración, sus largos periodos de gestación, las bajas tasas de reproducción y por tratarse de poblaciones severamente reducidas, muchas de las especies de megafauna marina filtradora se encuentran catalogadas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) bajo alguna categoría de amenaza. De hecho, casi la mitad de las especies de rayas de la familia Mobulidae, 2/3 de los tiburones y más de 1/4 de las ballenas que se alimentan por filtración están globalmente amenazadas y son una prioridad para la conservación (Germanov et al., 2018; Worm et al., 2017).

Para obtener su alimento y una adecuada nutrición, estas especies necesitan filtrar diariamente miles de litros de agua ricas en plancton y zooplancton. Durante este proceso, las especies filtradoras pueden ingerir de forma directa e indistintamente grandes cantidades de microplástico suspendido en la columna de agua junto a su alimento, o consumirlo indirectamente a través de sus presas previamente contaminadas con microplástico (Paig-Tran et al., 2013; Setälä et al., 2014). Las tasas de ingesta de microplástico para la megafauna que se alimenta por filtración pueden variar mucho, desde unas 100 piezas diarias para tiburones ballena del Golfo de California (Fossi et al., 2017), hasta más de 1000 piezas diarias en ballenas del mar mediterráneo (Fossi et al., 2012).

Entre las especies que se alimentan por filtración, destacan las manta rayas oceánicas, una especie de carismáticos pero vulnerables gigantes que se han visto gravemente afectados por la ingesta de microplástico en los últimos años debido a sus estrategias de alimentación, rangos de distribución e historia natural

(Argeswara et al., 2021; Germanov et al., 2019; Germanov, 2020; King, 2019; Pelamatti, 2019; Ulmer, 2020).

Manta rayas gigantes

Historia Natural:

Al igual que los tiburones, rayas y quimeras, las manta rayas gigantes (*Mobula*: Mobulidae: Myliobatiformes) son peces cartilagosos (elasmobranquios). Se caracterizan por la forma aplanada de sus cuerpos y su gran tamaño, llegando a medir hasta 9 metros de ancho de disco y a pesar alrededor de 1400 kilogramos (Last and Stevens 1994; Marshal et al., 2009).



Imagen No. 3. Tamaño referencial de *Mobula birostris* comparada con un buzo. Roca Honda, Isla de la Plata, Manabí, Ecuador. Agosto, 2020.

Fuente: Micaela Stacey Solís.

Las manta rayas son especies filtradoras que se alimentan al nadar con la boca abierta, canalizando el agua y sus presas hacia la boca con la ayuda de sus lóbulos cefálicos. El agua se mueve unidireccionalmente dentro de la cavidad bucal y es filtrada a través de las branquias gracias a rastrillos branquiales modificados, llegando a capturar hasta 30 kg diarios de zooplancton (51 a 100 mm), microcrustáceos (101 a 500 mm) y mesoplancton (> 500 mm), mientras que el agua de mar filtrada es expulsada de vuelta al ambiente a través de las hendiduras

branquiales (Deward et al., 2008; Divi et al., 2018; Paig-Tran et al., 2013, 2014; Stevens, 2006).

Estas especies planctívoras filtradoras se distribuyen en todo el mundo en aguas tropicales, subtropicales y templadas (ver Fig. 5). Pertenecen a la familia Mobulidae y actualmente están reconocidas bajo el género *Mobula* (anteriormente género *Manta*) (Couturier et al., 2012; White et al., 2017). En la actualidad se reconocen oficialmente dos especies de manta rayas: la manta raya de arrecife *Mobula alfredi* (Kreffft, 1868), y la manta raya oceánica o manta raya gigante *Mobula birostris* (Walbaum, 1792). Existe una tercera posible especie, *Mobula* sp. cf. *birostris*, en el Atlántico, cerca de la península de Yucatán, pero aún se necesitan más análisis para aclarar su estado taxonómico (Marshall et al., 2009; White et al., 2017).

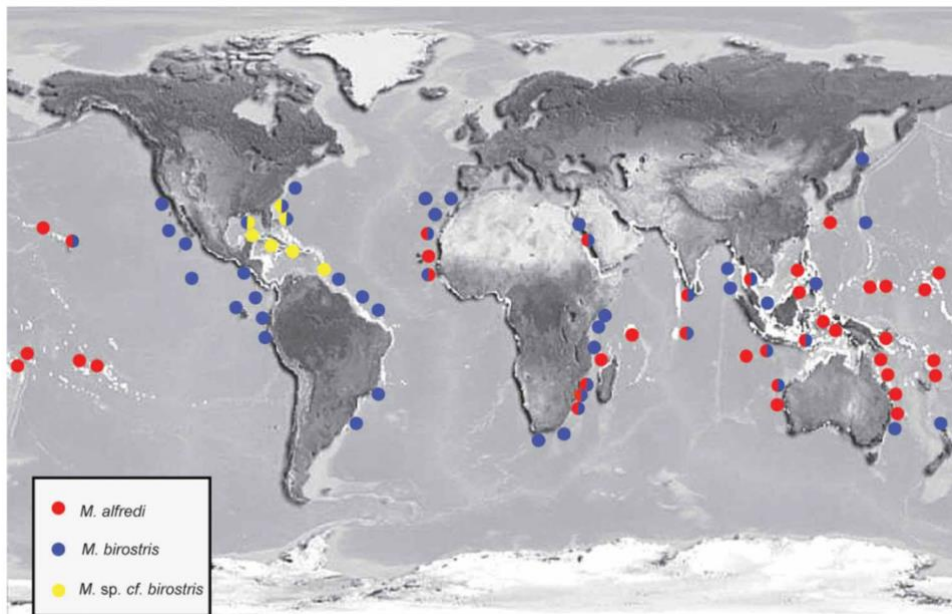


Gráfico No. 3. Distribución mundial del género *Mobula*. Los círculos rojos representan a las poblaciones de *M. alfredi*, los círculos azules representan las poblaciones de *M. birostris* y los círculos amarillos representan a las poblaciones de una tercera posible especie *Mobula* sp. cf. *Birostris*.

Fuente: extraído de Marshal et al., 2009

Ambas especies, *M. alfredi* y *M. birostris*, pueden ser diferenciadas por la combinación de ciertas características morfológicas como la coloración y el tamaño, por los diferentes patrones de distribución y la preferencia de hábitat que

posee cada especie (Marshall et al., 2009). Por ejemplo, *M. alfredi*, la más pequeña de ambas especies, suele ser residente permanente en arrecifes y ambientes cercanos a las costas continentales y muestra una alta fidelidad a sitios específicos de alimentación, reproducción y limpieza (Braun et al., 2015; Couturier et al., 2011; Marshall et al., 2009). Por otro lado, se ha visto que *M. birostris* es una especie pelágica, que realiza largas migraciones oceánicas a gran escala y prefiere habitar aguas más profundas y abiertas. Son comúnmente avistadas a lo largo de costas productivas con importantes afloramientos de nutrientes, cerca de islas oceánicas, pináculos y montes submarinos en alta mar, donde pueden encontrar fuentes de alimento y estaciones de limpieza (Compagno, 1999; Kashiwagi et al., 2011; Luiz et al., 2009; Marshall et al., 2009; Rubin, 2002; Stewart et al., 2016).

Tanto *M. alfredi* como *M. birostris* están catalogadas como Vulnerables y en Peligro de extinción respectivamente (Marshall et al., 2020). Entre las mayores amenazas que enfrentan estas especies se encuentran la pesca, tanto dirigida como incidental, enredos en líneas y redes de pesca, pérdida de hábitat, colisión con botes y propelas, malas prácticas de turismo y la contaminación de los océanos (Croll et al., 2016; Garrud, 2016; Germanov et al., 2018; Stewart et al., 2018). Adicionalmente, la vulnerabilidad de las manta rayas se ve exacerbada por sus ciclos de vida. Su lento crecimiento, longevidad, madurez reproductiva tardía y su excepcionalmente baja fecundidad (una sola cría cada dos o tres años) hacen que sus poblaciones tarden mucho más en recuperarse después de un disturbio (Couturier et al., 2012; Dulvy et al., 2014).

Manta rayas oceánicas (*Mobula birostris*) en Ecuador

A pesar de su amplio rango de distribución en aguas tropicales y subtropicales, se ha visto que, en realidad, las poblaciones de manta rayas oceánicas están escasamente distribuidas, están muy fragmentadas y existe un bajo intercambio de individuos entre subpoblaciones (ver grafico No. 3) (Marshall et al., 2020; Stewart et al., 2016). Adicionalmente, se ha visto que a pesar de que esta especie es capaz de realizar grandes movimientos migratorios, *M. birostris* muestra una alta fidelidad a ciertos sitios específicos de alimentación, reproducción y limpieza,

donde esta especie, generalmente solitaria, puede llegar a agregarse en grandes números durante todo el año o estacionalmente (Marshall et al., 2009; Stewart et al., 2016).

Este es el caso de Isla de la Plata, en el Parque Nacional Machalilla, en Ecuador (ver gráfico No. 4), donde esta especie migratoria llega cada año junto a la corriente fría de Humboldt, entre julio y septiembre, y se agrega en la mayor población mundial de *Mobula birostris* registrada hasta la fecha (Burges et al., 2018; Guerrero, 2018). Desde el 2009, la Fundación Megafauna Marina Ecuador (FMME), a través del proyecto Mantas Ecuador, ha logrado identificar, gracias a registros fotográficos del patrón de coloración único que presenta cada individuo en su zona ventral (ver Fig. 6), más de 2800 individuos diferentes, un número significativo si se lo compara con otras poblaciones registradas en Tailandia (427), México (350), Brasil (100) o el Mar Rojo (44) (Luiz et al., 2009; Marshall et al., 2009; Marshall y Holmberg, 2011; Rubin, 2002).

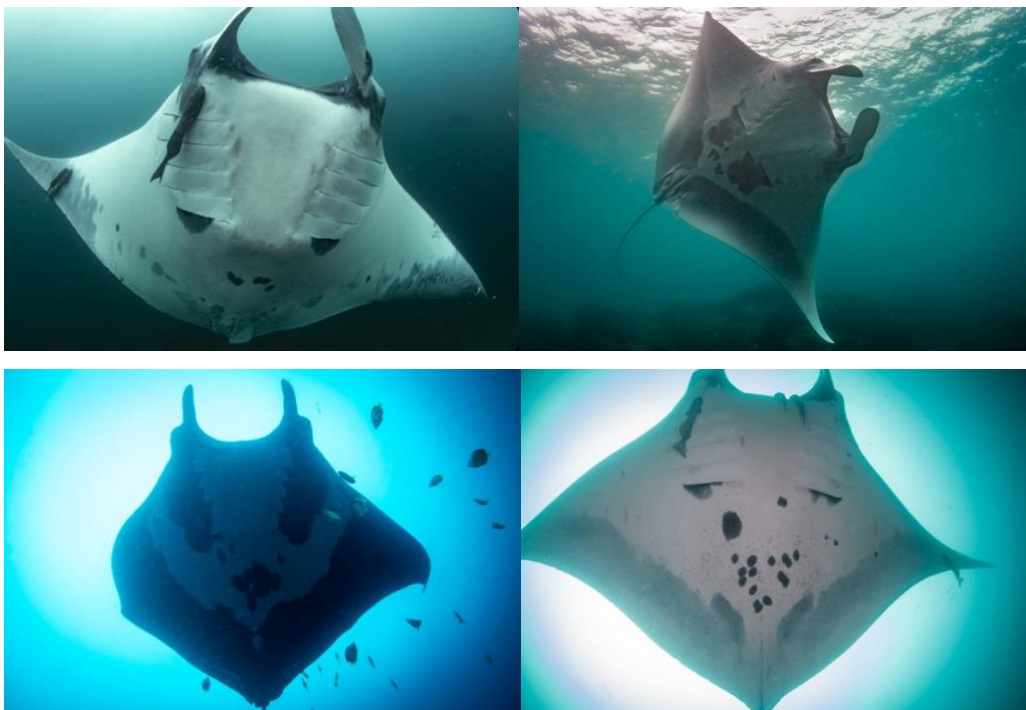


Imagen No.4. Diferentes patrones de coloración ventral únicos de individuos reportados en Isla de la Plata, Ecuador. Agosto-septiembre, 2021.

Fuente: Micaela Stacey Solís.

Gracias a su cercanía a la costa y fácil acceso, Isla de la Plata ha permitido a los científicos del Proyecto Mantas Ecuador realizar importantes estudios y observaciones en esta excepcional población de manta rayas oceánicas, y ha permitido entender mucho mejor el comportamiento, los patrones de distribución, la ecología, las interacciones y las amenazas que enfrenta una especie típicamente difícil de estudiar.

A pesar de estar protegidas internacionalmente, las manta rayas en Ecuador se enfrentan a diversas presiones antropogénicas que afectan sus poblaciones como el enredo con líneas de pesca, la pérdida de hábitat y la creciente contaminación de los océanos (Guerrero et al., 2018). Al igual que en otras partes del mundo, la contaminación por plásticos en los ecosistemas marinos del Ecuador ha aumentado drásticamente y cada vez se vuelve más urgente estudiar los graves efectos que tiene la ingesta de microplásticos. El presente proyecto busca determinar por primera vez, a través de análisis ecotoxicológicos de muestras de biopsias de tejido muscular de *M. birostris*, la presencia y concentración de los diferentes contaminantes asociados con la ingesta de microplásticos.

Manta rayas oceánicas: una especie bandera para combatir la contaminación por plásticos en los océanos.



Imagen No. 5. *Mobula birostris* una especie bandera para combatir la contaminación por plástico en los océanos. Roca Honda, Isla de la Plata, Ecuador. Agosto, 2018.

Fuente: Micaela Stacey Solís.

Los pronósticos y estimaciones para los siguientes años sugieren que tanto el consumo como la producción de plástico y la contaminación ambiental que estos producen, seguirá en aumento a nivel mundial (MacArthur et al., 2016). Si las proyecciones son correctas, se cree que para el 2060, entre 155-265 millones de toneladas métricas de desechos plásticos entrarán al mar anualmente (Lebreton y Andrady, 2019). Es por esta razón que cada vez se vuelve más y más urgente establecer estrategias efectivas de intervención que ayuden a resolver la contaminación plástica en los océanos, especialmente en hábitats críticos como sitios de alimentación, migración o reproducción (Gray, 1997; Worm & Branch, 2012). Entre las estrategias de intervención que resaltan para enfrentar la contaminación plástica en los océanos se encuentran el estudio y monitoreo de la exposición y los impactos de la ingesta de microplástico, la difusión y comunicación de la información obtenida de dichos estudios, programas de educación ambiental en las comunidades locales para mejorar la gestión de residuos y la sensibilización del público a través del carisma de especies bandera (Germanov et al., 2018).

Muchas de las especies de megafauna marina filtradora son carismáticos y emblemáticos gigantes que pueden convertirse en importantes especies bandera para ayudar a la conservación de los ecosistemas marinos (Bowen-Jones y Entwistle, 2002; Germanov et al., 2018). Las especies bandera a menudo son definidas como especies carismáticas con características que despiertan emociones positivas en el público general y que pueden ayudar a generar conciencia, atraer la atención de las autoridades, impulsar acciones de conservación y obtener apoyo financiero para promover dichas acciones (Bowen-Jones y Entwistle, 2002; Heywood, 1995; Germanov, 2020; Setälä et al., 2014). Además, las especies bandera también pueden ayudar a proporcionar un mecanismo efectivo para comunicar y estimular acciones que ayuden a abordar el preocupante problema de contaminación plástica en los océanos (Germanov, 2020).

La manta raya gigante, además de encajar perfectamente con estos criterios, es una especie prioritaria para la conservación a nivel mundial, están protegidas

internacionalmente y son la base de importantes economías turísticas en varios países en vías de desarrollo, muchos de los cuales presentan también graves problemas de gestión de residuos y contaminación por plásticos (Higham et al., 2016; Germanov et al., 2018; Worm et al., 2017).

Es por esto que el presente proyecto, además de realizar análisis ecotoxicológicos para determinar la ingesta de microplástico y sus potenciales impactos en la población de manta rayas oceánicas más grande del mundo, busca adoptar a *Mobula birostris* como una especie bandera para combatir la contaminación plástica en los océanos. Con la ayuda de elementos audiovisuales de alto impacto como fotografías, documentales e infografías, la información obtenida de los análisis ecotoxicológicos podrá ser compartida y difundida de una forma accesible y llamativa para mejorar el entendimiento sobre la contaminación plástica en los océanos, así como despertar la conciencia del público en general, de las autoridades y de posibles entes financiadores.

Objetivos

Objetivo general

Desarrollar una propuesta de trabajo de investigación para llevar a cabo la determinación de los niveles de bioacumulación de contaminantes asociados a la ingesta de microplástico y sus efectos en la población de manta rayas oceánicas (*Mobula birostris*) en Isla de la Plata, Ecuador.

Objetivos específicos

- Establecer una metodología para realizar futuros análisis ecotoxicológicos en muestras extraídas de tejido muscular de diferentes individuos de la población de *Mobula birostris* presente en Isla de la Plata para determinar la presencia y concentración de los diferentes contaminantes asociados con la ingesta de microplásticos.
- Establecer una metodología para analizar, cuantificar y clasificar muestras de microplásticos de arena y aguas superficiales alrededor del área de estudio en el Parque Nacional Machalilla.

- Socializar la información obtenida de este estudio a través de componentes audiovisuales (fotografías, documentales, infografías) e incorporarla en campañas educativas para evidenciar el creciente problema de la contaminación plástica en los océanos a nivel nacional y regional.

CAPÍTULO II METODOLOGÍA

Área de estudio

El presente estudio se propone para Isla de la Plata, en el Parque Nacional Machalilla, Manabí, Ecuador ($1,2786^{\circ}\text{S}$; $81,0686^{\circ}\text{O}$) (grafico No. 4). Esta isla cuenta con una superficie de $14,2 \text{ km}^2$ y se encuentra aproximadamente a 40 km de la costa continental del Ecuador, al suroeste de la provincia de Manabí (Vinuesa, 2007). Isla de la Plata es parte del Parque Nacional Machalilla, que a su vez es parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Ecuador (SNAP).

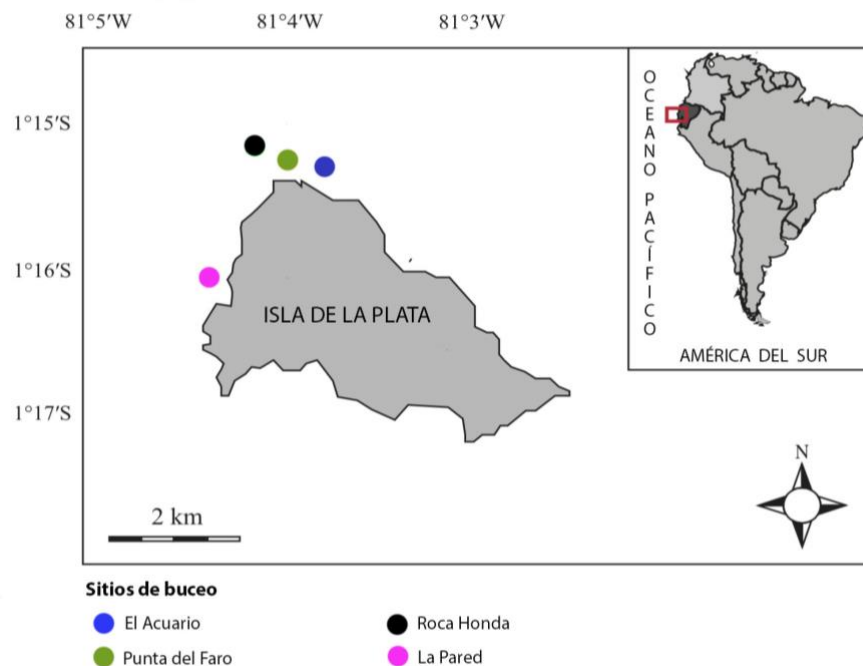


Grafico No. 4. Mapa de Isla de la Plata, Parque Nacional Machalilla, Ecuador, con los principales sitios de buceo de avistamiento y muestreo de *Mobula birostris*.

Fuente: Modificado de Burges (2017).

Sus condiciones climáticas están influenciadas por las corrientes cálidas de Panamá y del Niño, por la corriente fría de Humboldt y la Contra-Corriente Ecuatorial (Carr, 2001). Gracias a la presencia de estas corrientes, Isla de la Plata cuenta con una importante diversidad biológica, entre las que se destaca la mayor concentración de manta rayas oceánicas (*Mobula birostris*) registrada en el mundo. Cada año, cientos de manta rayas oceánicas llegan junto a la corriente fría de Humboldt a las aguas que rodean Isla de la Plata, dónde se agrupan en grandes números durante los meses de julio a septiembre, con un pico marcado desde mediados de agosto hasta principios de septiembre (Guerrero y Hearn, 2017; Scheidat et al., 2004; Vinueza, 2018).

Obtención de muestras

Para determinar la ingesta de microplásticos en animales marinos se suelen llevar a cabo análisis de contenido estomacal de especímenes muertos por varamientos, enredos o pesca (Lazar y Gračan, 2011; Valente et al., 2019). Sin embargo, algunas de las especies de megafauna marina, entre ellas las manta rayas gigantes, están protegidas internacionalmente y, por lo tanto, su pesca está prohibida. Por esta razón, la determinación directa de la ingesta de plástico a través del contenido estomacal en estas especies no es factible o está limitada a eventos de varamientos poco frecuentes (Abreo et al., 2019; Sampaio et al., 2018). Es por esto que ha surgido la urgente necesidad de establecer nuevas técnicas no letales que ayuden a determinar la ingesta de microplástico en especies protegidas (Marsili et al., 2016; Pelamatti, 2019). El uso de muestras de biopsia para estudios ecotoxicológicos ha ganado mucha atención en los últimos años (Marsili et al., 2016). Este método poco invasivo permite realizar una cuantificación indirecta de la ingesta de microplásticos al determinar las concentraciones de plastificantes y contaminantes orgánicos bioacumulados en los tejidos y ayuda a comprender las respuestas biológicas que pueden estar relacionadas a estos contaminantes (Fossi et al., 2017; Fossi y Panti, 2018; Marsili et al., 2016).

Para asegurar la obtención del número de muestras necesarias, se realizarán al menos 5 inmersiones de buceo con equipo autónomo SCUBA a bordo de las embarcaciones de Exploramar Diving durante la temporada de manta rayas

oceánicas. Los muestreos se repetirán al menos durante dos años para poder tener datos comparables. Las inmersiones se realizarán durante los meses de mayor actividad y avistamientos (agosto y septiembre), principalmente en cuatro zonas de buceo en los alrededores de la Isla de la Plata: Punta del Faro, El Acuario, Roca Honda y La Pared (ver gráfico No. 4 y anexos 1 con el cronograma de actividades). Previo a la obtención de la muestra de tejido muscular, cada individuo será fotoidentificado con la ayuda de una cámara fotográfica Nikon D500 equipada con un housing submarino Nimar Pro N500 y dos flashes submarinos Sea&Sea YS-D2 para asegurar una imagen nítida y bien iluminada. Dicha fotografía debe mostrar claramente el patrón de manchas único que presenta cada individuo en la zona ventral (ver imagen No. 4) (Marshal et al., 2009).



Imagen No 6. Fotoidentificación de *M. birostris* con la ayuda de una cámara fotográfica submarina Nikon D500 en Roca Honda, Isla de la Plata, Ecuador. Agosto, 2019.

Fuente: Gustavo Pazmiño Otamendi.

Las muestras de tejido muscular serán extraídas directamente de los individuos registrados durante los buceos, utilizando puntas de biopsia modificadas montadas en un arpón hawaiano. Cada punta será guardada individualmente en tubos Falcon de 15ml previamente enumerados, los cuales serán inmediatamente depositados en hielo y transportados para su conservación. Una vez en puerto, las muestras serán

separadas de la punta de biopsia con la ayuda de una pinza previamente esterilizada. Una vez separada, se envolverá cada biopsia en papel aluminio para evitar el contacto con elementos plásticos externos o cualquier tipo de contaminante que comprometa la muestra. Cada muestra será guardada en un criotubos de 1,8 ml, el cual a su vez será depositado en un termo de nitrógeno líquido para prevenir cualquier tipo de degradación y ser conservadas para su posterior análisis (Fossi et al., 2012; Ramírez-Macías et al., 2007, 2012).

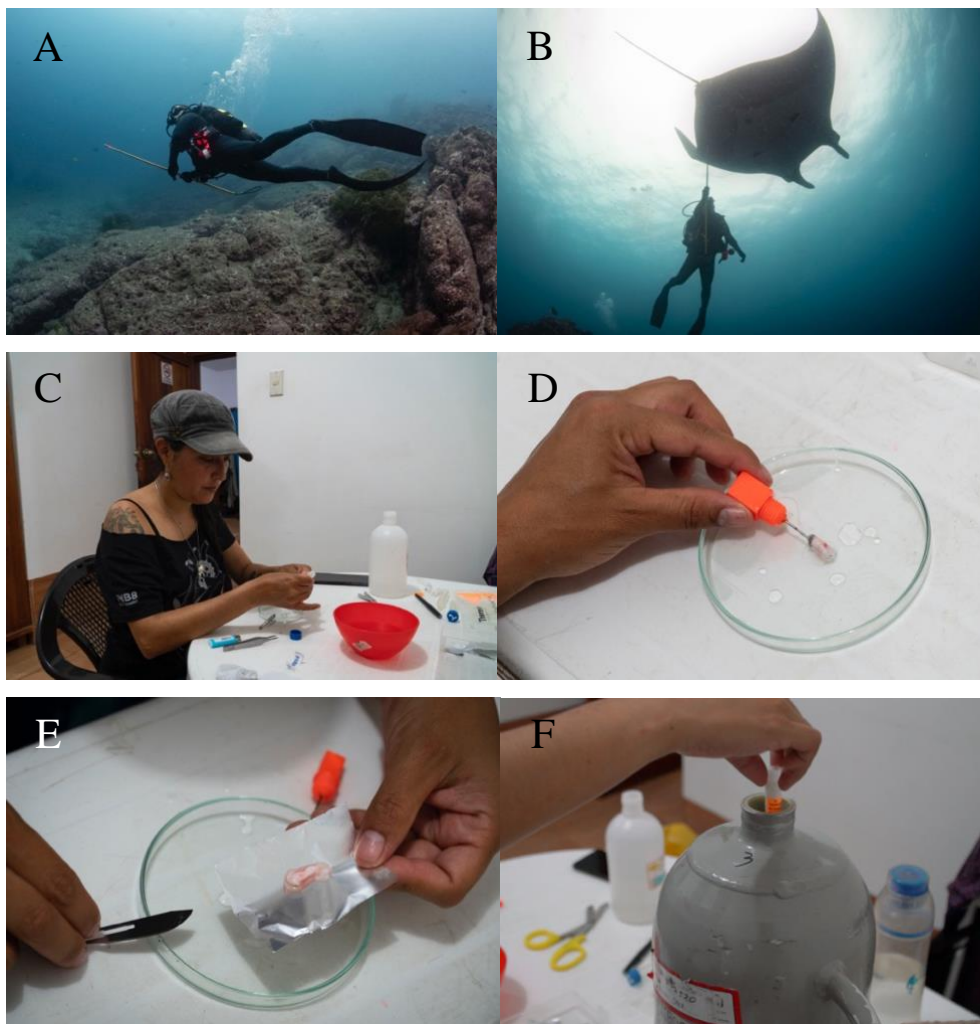


Imagen No. 7. Trabajo de campo. **A:** Michel Guerrero, director del Proyecto Mantas Ecuador y la Fundación Megafauna Marina Ecuador (FMME) en Punta del Faro, Isla de la Plata, equipado con un harpón hawaiano con una punta de biopsia modificada para extraer muestras de tejido muscular de *M. birostris*. **B:** Michel Guerrero en La Pared extrayendo tejido muscular de *M. birostris*. **C:** Micaela Stacey Solís procesando las muestras de biopsia de tejido muscular. **D:** Muestra de biopsia de tejido muscular de *M. birostris*. **E:** Tejido muscular de *M. birostris* almacenado en papel aluminio para evitar cualquier tipo de contaminación por elementos plásticos externos. **F:** Muestras de tejido

muscular almacenadas para su posterior análisis en criotubos y depositadas en un tanque de nitrógeno líquido para evitar cualquier tipo de degradación. Agosto-septiembre, 2021.

Fuente: Gustavo Pazmiño Otamendi y Micaela Stacey Solís.

Análisis ecotoxicológicos

Se realizarán análisis ecotoxicológicos de los tejidos musculares de *Mobula birostris* con el fin de determinar la presencia y concentración de ftalatos (plastificantes) y de contaminantes orgánicos persistentes fuertemente asociados a los microplásticos como el hexaclorobenceno (HBC), bifenilos policlorados (PCB), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y pesticidas como diclorodifeniltricloroetano (DDT) (Fossi *et al.*, 2017; Pelamatti, 2019). Los ftalatos que se encuentran libres en el ambiente son fácilmente degradados, por lo tanto, la determinación de altos niveles de estos plastificantes en los organismos está relacionada con la ingesta directa de microplástico (Salvaggio *et al.*, 2019), mientras que la presencia de contaminantes orgánicos persistentes, no solo podría evidenciar la ingesta de plásticos contaminados, sino también la presencia de estos contaminantes en el agua y en las presas que consume *M. birostris* (Pelamatti, 2019).

Para la extracción y determinación de ftalatos y de contaminantes orgánicos persistentes en el tejido muscular de *M. birostri*, hemos decidido replicar la metodología propuesta por Olmos-Espejel *et al.*, (2012) y modificada en el trabajo de Pelamatti (2019), el cual, a la fecha es el único estudio ecotoxicológico que existe en *Mobula birostris*, y en la familia Mobulidae en general.

Para determinar la presencia de contaminantes, es necesario primero liofilizar el tejido por 24 horas hasta que esté completamente seco. Solo las muestras con un peso seco de 10mg o más podrán ser utilizadas para los análisis (Pelamatti, 2019). Las muestras serán homogeneizadas en un mortero con 120 mg de sílice C18 como dispersante. La mezcla será depositada en una columna de vidrio con 250 mg de Florisil, 250 mg de sílice C18, y acetonitrilo como eluyente. El extracto que se obtenga se concentrará bajo un flujo suave de nitrógeno en un baño de agua a 40 °C y será resuspendido en acetato de etilo. Posteriormente, la muestra será inyectada en un cromatógrafo de gases equipado con un espectrómetro de masas de cuadrupolo simple en los modos SIM y Scan (Pelamatti, 2019; Olmos-Espejel *et*

al., 2012). Como referencia, Pelamatti (2019) realizó sus análisis con la ayuda de un cromatógrafo de gases Aligent 7890A GC system, equipado con un espectrómetro de masa Aligent 5975C. Pelamatti (2019) realizó sus análisis en la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y en el Departamento de Ciencias Naturales de la Universidad Superior de Wisconsin (UWS).

Los resultados que se obtengan de estos análisis serán comparados con los datos ecotoxicológicos disponibles de otros estudios en especies filtradoras como manta rayas oceánicas (*M. birostris*) (Pelamatti, 2019) y tiburones ballena (*Rhincodon typus*) del Pacífico mexicano (Fossi et al., 2017), y el tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*) y la ballena común (*Balaenoptera physalus*) del mediterraneo (Fossi et al., 2014), así como también con otras especies no filtradoras como el delfín común (*Tursiops truncatus*), el delfín de Risso (*Grampus griseus*), el delfín rayado (*Stenella coeruleoalba*) (Baini et al., 2017), la tortuga boba (*Caretta caretta*) (Savoca et al., 2018) y el tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*) (Marsili et al., 2016).

Muestreo de microplásticos

La obtención de muestras de microplásticos presentes en el ambiente también se realizará durante los meses de agosto y septiembre, en la temporada de manta rayas oceánicas (ver anexos 1 con el cronograma de actividades). Se tomarán y analizarán alrededor de 10 muestras de arena y 10 muestras de aguas superficiales alrededor del área de estudio para determinar la presencia de microplásticos (Fossi et al., 2012; Pelamatti, 2019). Por los altos costos de transporte marítimo, se aprovechará para tomar las muestras de agua superficial durante los mismos días que se realicen los muestreos de biopsias de tejido muscular de *M. birostris* en Isla de la Plata. Las muestras de agua serán recolectadas con una red manta o una red de arrastre de plancton, con un diámetro de 0.3 m y un tamaño de malla de 333 μ m, equipada con un medidor de flujo para medir el volumen de agua filtrada (m³). El volumen de agua filtrada a través de la red será determinado al multiplicar la longitud de agua superficial muestreada (calculada con el flujómetro) por el ancho de la abertura de la red (0,3 m) (Fossi et al., 2017; Pelamatti, 2019). La red será remolcada

horizontalmente por una embarcación en aguas superficiales a 1.5-2 nudos durante 20-30 minutos (Fossi et al., 2017; Pelamatti, 2019). La red será lavada a bordo y la muestra recolectada será conservada en aluminio y congelada para su posterior análisis y cuantificación. El papel aluminio ayuda a evitar que la muestra entre en contacto con otros elementos plásticos que puedan alterar los resultados.

Por otro lado, se tomarán 10 muestras de arena tanto de Isla de la Plata, en la playa donde se encuentra la casa de los guardaparques, así como en varios puntos a lo largo de la playa de Puerto López, para así poder comparar la presencia de microplásticos en una zona poblada y altamente contaminada, con Isla de la Plata que está relativamente alejada de la costa y dentro de un área protegida. Se replicará la metodología establecida por Bravo et al., (2009) y llevada a cabo en varias playas de Chile y Perú (Thiel et al., 2003, 2011). Se realizarán varios transectos perpendiculares a la línea costera. Dentro de cada transecto se establecerán cuadrantes de 3m x 3m, desde la línea de marea baja hasta el final de la línea de playa. Todos los tipos de plásticos y microplásticos que se encuentren dentro de los cuadrantes serán contados y clasificados por tipo, tamaño, color y tipo de polímero.

Adicionalmente, las muestras de arena serán filtradas a través de un tamiz de mallaje de entre 200-300 μ m para poder separar y cuantificar las partículas de microplástico (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Para el análisis de partículas de microplástico, las muestras obtenidas serán observadas bajo un microscopio. Se realizará una base de datos con la cantidad y las diferentes características de las partículas de microplástico recolectadas como tipo, tamaño, color, composición de polímeros, entre otros. Es importante examinar y determinar la composición de los polímeros locales para evaluar los riesgos a los que se enfrentan las especies marinas de la zona, ya que, dependiendo de los polímeros que los constituyen, los plásticos van a presentar diferentes capacidades de absorción y liberación de contaminantes (Argeswara et al., 2021; Bond et al., 2018; Bucci et al., 2020).

Material audiovisual y socialización del proyecto

Entre los meses de agosto-septiembre, durante el pico de la temporada de manta rayas oceánicas, un equipo de fotógrafos y videógrafos profesionales de vida silvestre y submarina, realizarán inmersiones con equipo autónomo SCUBA

alrededor de Isla de la Plata para capturar, a través de imágenes de alto impacto y un corto documental, momentos y encuentros únicos con esta carismática especie, así como la riqueza y fragilidad de su entorno.

Estas imágenes serán compartidas a través de exposiciones fotográficas itinerantes tanto en las comunidades locales, como en grandes ciudades como Quito, Manta y Guayaquil, entre otras. El material audiovisual también será compartido en redes sociales, canales oficiales de las organizaciones patrocinadoras y en la web oficial del proyecto como una herramienta de comunicación para transmitir un mensaje de conservación y protección de los océanos. Adicionalmente, este material también será parte de campañas de educación ambiental y concientización para fomentar la reducción del uso de productos plásticos como una potente acción para mitigar la contaminación de los ambientes marinos. De esta manera, el proyecto busca transmitir un mensaje de conservación y concientización que pueda llegar fácilmente a las personas, sin importar su idioma, edad, nacionalidad, nivel de educación o condición social.

Trabajo con la comunidad

Como parte fundamental del proyecto, se busca crear un estrecho vínculo con autoridades como municipios, gobiernos autónomos descentralizados (GAD), autoridades del Parque Nacional Machalilla, funcionarios del Ministerio del Ambiente, y especialmente con las comunidades locales, ya que ellos son los principales custodios de esta población de manta rayas y los mejores aliados para su conservación. Para empezar a formar estos vínculos primero es necesario entender la percepción que tiene la gente sobre los diferentes temas como los plásticos, las manta rayas, el reciclaje y otras cuestiones ambientales de relevancia para la salud de la biodiversidad marina y humana. Para conocer mejor la realidad socioambiental del entorno de estudio se llevarán a cabo encuestas de carácter prospectivo que ayuden a caracterizar el entorno de una forma integradora a través de la percepción de los habitantes locales. Dichas encuestas se llevarán a cabo durante los días de permanencia en Puerto López y sus alrededores.

CAPÍTULO III

RESULTADOS ESPERADOS

El presente proyecto ya ha empezado a desarrollarse. Gracias al financiamiento obtenido de la beca Millenium Ocean Prize y de la Universidad Tecnológica Indoamérica, se ha logrado llevar a cabo los primero buceos en Isla de la Plata para obtener las primeras muestras de biopsia de tejido muscular de *M. birostris*, así como las imágenes de alto impacto que ayudarán a sensibilizar al público, a mostrar la belleza y fragilidad del mundo submarino y a transmitir un mensaje de conservación.

Actualmente se han logrado obtener 15 muestras de tejido muscular de diferentes individuos de la población de *M. birostris* de Isla de la Plata, las cuales han sido guardadas y conservadas a -20 °C para su posterior análisis (Fossi et al., 2012). Por los altos costos de los análisis, y la dificultad para llevarlos a cabo en Ecuador, se ha decidido esperar a obtener muestras de al menos un año más para poder tener un número significativo de muestras y también poder comparar los resultados entre diferentes años.

Microplásticos en Ecuador

A pesar de que en Ecuador existen muy pocos estudios sobre microplásticos y sus efectos en la costa continental (Domínguez y Grisell, 2020; Mielles-Chávez, 2020), gracias a modelos de circulación, oceanografía, pronósticos y algunos estudios realizados en Galápagos, Chile y Perú, podemos tener una idea de cual podría ser el escenario de contaminación plástica en la costa ecuatoriana (Martinez et al., 2009; Thiel et al., 2003, 2011; van Sebille et al., 2019). En general, la cantidad de plásticos a lo largo de las playas del sudeste del Pacífico

son moderados en comparación con la abundancia reportada en otras regiones del mundo como el sudeste asiático, el Pacífico Norte o las Zonas de Convergencia Subtropical (Ericksen et al., 2014; Kuttralam et al., 2020; Thiel et al., 2011; van Sebille et al., 2015). De hecho, la concentración estimada de microplásticos flotando en las Zonas de Convergencia Subtropical es 10 millones de veces mayor que las concentraciones detectadas en el Pacífico Sur (van Sebille et al., 2015). Esto se debe principalmente a que, tanto los vientos como las corrientes marinas, se mueven justamente en dirección hacia las Zonas de Convergencia Subtropical (Rintoul y Garabato, 2013), dirigiéndose principalmente lejos de la zona ecuatorial y transportando los plásticos que están flotando en el agua fuera de la región (Law et al., 2014; Onink et al., 2019; van Sebille et al., 2019).

Sin embargo, esto no quiere decir que no exista presencia de microplásticos en la costa ecuatoriana. Según los datos actuales, los plásticos y microplásticos en las costas del sudeste del Pacífico tienen su origen principalmente en fuentes locales, es decir que llegan al mar transportados por ríos, son depositados directamente en las playas o son el resultado de actividades pesqueras locales (Bravo et al., 2009; Hinojosa & Thiel, 2009; Thiel et al., 2003, 2011). En Ecuador específicamente, existen graves problemas de contaminación por la mala gestión de los residuos urbanos, la pérdida de la cubierta vegetal de ribera y la falta de tratamiento de aguas residuales (<10%), por lo que la cantidad de microplásticos que llegan a las costas a través de los ríos es alarmantemente elevada (Donoso y Ríos-Touma, 2020). En base a esta información, podríamos esperar que sí exista una presencia significativa de microplásticos en los ambientes marinos de la costa de Ecuador, especialmente cerca de centros poblados como Puerto López que no poseen un adecuado manejo de desechos sólidos ni de aguas residuales.

Al llevar a cabo muestreos en arena y aguas superficiales podremos cuantificar la cantidad de plásticos y microplásticos presentes dentro y alrededor del área de estudio y a la vez determinar sus características físicas como tipo (fragmento, película, filamento), color o tamaño, así como también las características químicas como la composición de polímeros. Así mismo, podremos comparar los resultados arrojados de los muestreos de este estudio con la información que existe hasta el momento de las costas de Perú y Chile (Thiel et al., 2011), y así

generar nuevos datos para la región. Esta información también nos ayudará a tener una mejor idea de la abundancia, origen, tiempo de permanencia en el mar y capacidad de absorción de contaminantes que presentan los plásticos encontrados en el área de estudio y que posiblemente están disponibles para las manta rayas que visitan cada año la costa ecuatoriana (Argeswara et al., 2021; Bakir et al., 2014; Bond et al., 2018; Rochman et al., 2019; Velzeboer et al., 2014).

Análisis ecotoxicológicos en *Mobula birostris*

El uso y desarrollo de técnicas no letales y poco invasivas para evaluar el estado toxicológico de especies marinas protegidas ha aumentado en los últimos 40 años (Baker, 2001, 2002, 2004; Marsili et al., 2016; Moy y Dredge, 1979; Waddell y May, 1995), sin embargo, son muy pocos los estudios ecotoxicológicos que se han realizado en megafauna marina filtradora a nivel mundial (Fossi et al., 2012, 2014, 2016, 2017; Pelamatti, 2019). Además del estudio de Pelamatti (2019) en manta rayas oceánicas del Pacífico mexicano, no existen otros estudios ecotoxicológicos en *Mobula birostris*. Por esta razón, los resultados que se obtengan del presente proyecto aportarán a ampliar y mejorar el conocimiento que se tiene sobre la ingesta de microplástico en *Mobula birostris* y los efectos negativos que estos pueden tener en las poblaciones de una especie severamente amenazada. Adicionalmente, el presente estudio es una oportunidad perfecta para replicar la metodología propuesta por Pelamatti (2019) y ayudar a establecer un protocolo efectivo para llevar a cabo análisis ecotoxicológicos en *M. birostris*.

En cuanto a los resultados de los análisis ecotoxicológicos, se espera obtener datos similares a los encontrados por Pelamatti (2019) y Fossi et al., (2012, 2014, 2017). Estos estudios se llevaron a cabo en especies filtradoras del Mediterráneo y el Pacífico mexicano, donde existe contaminación por microplásticos y las poblaciones de estas especies habitan cerca de ciudades y centros poblados, la mayoría con deficiente manejo de residuos al igual que en Ecuador.

Ftalatos

Al igual que Pelamatti (2019), el presente estudio busca determinar si existe o no ingesta de microplástico en *M. birostris* a través de la determinación de las concentraciones de los 6 ftalatos más comunes y mayormente utilizados en la producción de plásticos: ftalato de dimetilo (DMP), ftalato de dietilo (DEP), ftalato de di-n-butilo (DBP), ftalato de butilbencilo (BBP), ftalato de di-n-octilo (DOTP) y di (2-etilhexil) ftalato (DEHP). Sabemos que el DEHP es el ftalato más utilizado en la industria, y por lo tanto esperamos que este se encuentre en mayores concentraciones. Adicionalmente, se ha visto que los ftalatos diésteres como los antes mencionados, son rápidamente metabolizados en monoésteres tanto en vertebrados como invertebrados (Barron et al., 1989). Por esta razón, a diferencia del trabajo de Pelamatti (2019), el presente estudio buscará determinar también las concentraciones de mono-(2-etilhexil) ftalato (MEHP), la forma primaria y metabolizada del DEHP. La presencia de MEHP es un excelente indicador de la exposición a DEHP, y por lo tanto de la ingesta de microplástico (Fossi et al., 2012, 2014; Takatori et al., 2004).

Por los alarmantemente altos niveles de microplásticos (~1580 partículas por m³ de agua) encontrados en el estudio realizado por Donoso y Rios-Touma (2020) en varios ríos de la cuenca del Guayllabamba, una de las principales cuencas que desemboca en el Océano Pacífico, el presente estudio espera encontrar concentraciones importantes de ftalatos bioacumulados en los tejidos de *M. birostris* de Isla de la Plata, indicando así que existe ingesta de microplástico en esta población. Al determinar las concentraciones y los diferentes tipos de ftalatos presentes en *M. birostris*, también podremos empezar a entender cuales son los potenciales impactos que estos plastificantes pueden tener en las manta rayas gigantes, en la salud de esta importante población, y en general, en la salud de los ecosistemas costeros del Ecuador.

Contaminantes Orgánicos Persistentes

Se ha visto en diversos estudios que entre los contaminantes orgánicos persistentes que son absorbidos con mayor frecuencia por plásticos y microplásticos a nivel mundial se encuentran los hidrocarburos aromáticos

policíclicos (HAP), los bifenilos policlorados (PCB), pesticidas organoclorados como el diclorodifeniltricloroetano (DDT), el hexaclorobenceno (HCB) y el hexaclorociclohexano (HCH) (Heskett et al., 2012; Mato et al., 2001; Ogata et al., 2009; Rios et al., 2007; Rios et al., 2010; Rios-Mendoza y Jones, 2015). A pesar de que no existen datos sobre abundancia, concentración y bioacumulación para estos contaminantes dentro de la región sur del Pacífico Este y hacer comparaciones aún es difícil, gracias a los estudios de Pelamatti (2019) en *M. birostris* y el estudio de Fossi et al., (2017) en *R. typus* en el Pacífico mexicano, sabemos que sí existen niveles de bioacumulación de PCB, DDT, HAP y HCB en especies filtradoras. Sin embargo, estas concentraciones son varios órdenes de magnitud menores a las detectadas en especies depredadoras (Boldrocchi et al., 2018; Cornish et al., 2007; Fisk et al., 2002; Fossi et al., 2014; Marsili et al., 2016; Mössner y Ballschmiter, 1997; Pelamatti, 2019). Esto puede deberse a lo cortas que son las cadenas alimenticias en especies filtradoras y que no existe un proceso de biomagnificación de estos contaminantes (Fossi et al., 2017).

Los contaminantes que sean detectados y sus niveles de concentración nos permitirán evaluar por primera vez el estado de contaminación de los ambientes marinos en Ecuador, así como el impacto que los microplásticos y sus contaminantes asociados están teniendo sobre las manta rayas oceánicas de Isla de la Plata. Al evaluar los riesgos que este tipo de contaminación suponen para esta importante población, se podrán diseñar y priorizar mejores estrategias de conservación para esta especie que se encuentra fuertemente amenazada.

Material audiovisual, socialización del proyecto y trabajo con la comunidad

Además de los efectos negativos que representan los plásticos para la vida marina, los efectos sobre la salud humana aún no están claros, por lo cual es importante seguir investigando e implementar estrategias para mitigar este grave problema (Danopoulos et al., 2020). Entre las estrategias clave para reducir la contaminación plástica en los océanos, está la socialización y divulgación de las investigaciones relacionadas a este tema, con el fin de informar al público en general, promover la participación de las comunidades en el trabajo de conservación, y aumentará la conciencia sobre los problemas de los plásticos en los ecosistemas marinos (Germanov, 2020). Adicionalmente, al adoptar a

animales carismáticos como las manta rayas gigantes como especies bandera, se puede resaltar los impactos de los microplásticos en la vida marina, incluidos los recursos alimentarios marinos, los recursos turísticos y es probable que aumente la conciencia pública y mejore la administración de los ecosistemas marinos (Germanov, 2020).

Por otro lado, el presente proyecto busca socializar los datos obtenidos de la investigación de una forma llamativa e inclusiva, que pueda ser fácilmente entendida por las autoridades y el público en general. Para lograr esto, se emplearán elementos visuales de alto impacto como fotografías, documentales e infografías que llamen la atención (Ver imagen 8 y 9). El uso de material audiovisual puede ser una herramienta poderosa, ya que ayuda a cambiar la percepción del aún desconocido mundo marino y facilita transmitir la información al público sin importar su idioma, edad, nacionalidad, nivel de educación o condición social. Al divulgar la información del presente proyecto, esperamos poder generar conciencia, esparcir un mensaje de conservación, involucrar a las comunidades locales, y, sobre todo, involucrar a las nuevas generaciones en la toma de acciones para mitigar la contaminación plástica en los océanos.



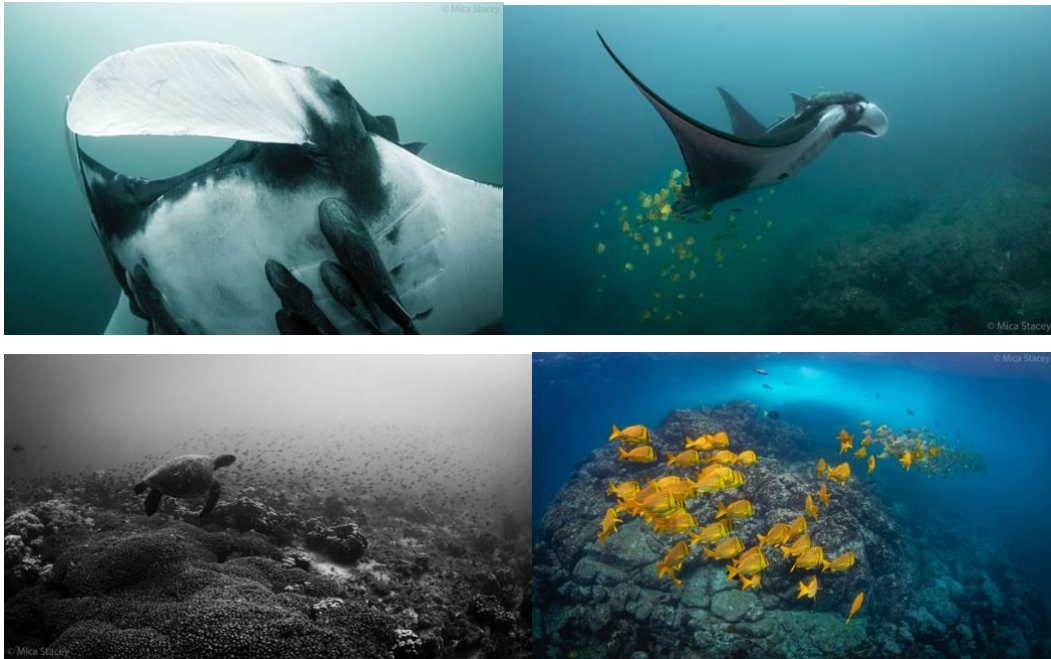


Imagen No.8. Imágenes llamativas para socialización del proyecto obtenidas en Isla de la Plata durante el desarrollo del presente proyecto. Isla de la Plata, Manabí, Ecuador. Agosto-septiembre, 2018-2021

Fuente: Micaela Stacey Solís.



Imagen No. 9. Ejemplo de una de las infografías en las que el presente proyecto está trabajando.

Fuente: Sci-Graph y Micaela Stacey Solís, 2021

CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La contaminación por plásticos en los océanos constituye una grave problemática que afecta desde pequeños organismos hasta los más grandes, incluyendo, de forma indirecta, al ser humano. Los estudios en este tema han aumentado significativamente en las últimas décadas, sin embargo, aún existen grandes vacíos en el conocimiento sobre los efectos letales y subletales que puede desencadenar la ingesta de microplástico en la vida marina.

Si bien existen otros tipos de amenazas para la vida marina causada por plásticos en el mar, como por ejemplo los enredos, en comparación, las implicaciones de la ingesta de microplásticos y las amenazas subletales asociadas no son visualmente obvias y sus efectos probablemente sean acumulativos durante largos períodos de tiempo. Esto implica que los efectos de este tipo de contaminación no sean fácilmente detectables. Las investigaciones futuras deben incluir el establecimiento de los vínculos directos entre la ingesta de microplásticos y la exposición a contaminantes asociados al plástico, los niveles de contaminación que surgen de la ingesta del microplástico en sí y los efectos letales o subletales de esta contaminación (Germanov, 2020).

El presente proyecto plantea estudiar los niveles de ingesta y bioacumulación de microplásticos y contaminantes asociados en la población de manta rayas oceánicas de Isla de la Plata, Ecuador, las cuales, por sus estrategias de alimentación, son particularmente susceptible a la ingesta de microplásticos (Paig-Tran et al., 2013). Este estudio constituye una línea base para este tipo de investigación en el país y permitirá comparar los resultados obtenidos año a año, evidenciando la variación de este tipo de contaminación a largo plazo y los efectos que tiene sobre la población de manta rayas oceánicas más grande del

mundo. Los resultados que se obtengan pueden ayudarnos a comprender de mejor manera cómo la contaminación plástica afecta a la vida marina, y, siendo el mar una de las fuentes de recursos alimenticios más grandes para el ser humano, entender también cómo nos afecta a nosotros.

Aunque los resultados de este estudio aún no se encuentran disponibles, con base en resultados de otras investigaciones, se puede afirmar que la contaminación por plásticos en los océanos es grave, y todo indica que es necesario reducir el uso indiscriminado de plásticos, sobre todo los de un solo uso. Además, es necesaria una mejor gestión de desechos y captura de basura. Para lograr reducciones significativas en la utilización de plásticos de un solo uso por parte del público, la colaboración entre científicos, autoridades de gestión, organizaciones gubernamentales y no gubernamentales es crucial. Sin embargo, para que el cambio sea significativo, es necesario también acudir a la reforma de políticas públicas más amigables con el ambiente y que regulen la producción y uso de plásticos de un solo uso. Para esto, es necesario identificar las barreras para la adopción de prohibiciones de plásticos de un solo uso, la reducción de desechos y la mejora de las prácticas de gestión de desechos, de modo que puedan abordarse y superarse de manera adecuada.

Por último, para promover la toma de decisiones y de acción rápida y efectiva contra la contaminación plástica en los océanos, es importante implementar campañas de educación y concientización. Al incorporar los datos e información que se obtengan del presente trabajo, al igual que de otros ya existentes (p. Ej., Fossi et al., 2012, 2014, 2016, 2017; Panti et al., 2019; Pelamatti, 2019) en campañas educativas que sensibilicen sobre los posibles impactos de los desechos plásticos en la vida marina, así como en los recursos pesqueros, esta información tiene el potencial de servir como una poderosa herramienta de concientización.

BIBLIOGRAFÍA

Abreo, N. A. S., Blatchley, D., y Superio, M. D. (2019). Stranded whale shark (*Rhincodon typus*) reveals vulnerability of filter-feeding elasmobranchs to marine litter in the Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, *141*, 79–83.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.030>

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, *62*(8), 1596–1605.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>

Argeswara, J., Hendrawan, I. G., Dharma, I. G. S., y Germanov, E. (2021). What's in the soup? Visual characterization and polymer analysis of microplastics from an Indonesian manta ray feeding ground. *Marine Pollution Bulletin*, *168*, 112427. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112427>

Ashton, K., Holmes, L., y Turner, A. (2010). Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, *60*(11), 2050–2055. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.014>

Baini, M., Martellini, T., Cincinelli, A., Campani, T., Minutoli, R., Panti, C., Finoia, M. G., & Fossi, M. C. (2017). First detection of seven phthalate esters (PAEs) as plastic tracers in superficial neustonic/planktonic samples and cetacean blubber. *Analytical Methods*, *9*(9), 1512–1520.
<https://doi.org/10.1039/c6ay02674e>

Baker, R. F. (2001). Carpenter Reservoir, Seton Lake and Bridge River: Metals and mercury concentrations in sediments and fish. *Report by Aqualibrium Environmental Consulting Inc., Vancouver BC for BC Hydro, Burnaby, BC.*

Baker, R. F., Turner, R. R., Macdonald, B., y Gass, D. (2002). Mercury in environmental media of Finlay Reach—Williston Reservoir, BC. *Report prepared by EVS Environment Consultants, North Vancouver BC for BC Hydro, Burnaby, BC.*

Baker, R. F., Blanchfield, P. J., Paterson, M. J., Flett, R. J., y Wesson, L. (2004). Evaluation of Nonlethal Methods for the Analysis of Mercury in Fish Tissue. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133(3), 568–576.
<https://doi.org/10.1577/t03-012.1>

Bakir, A., Rowland, S. J., y Thompson, R. C. (2014). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution*, 185, 16–23.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.007>

Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., y 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. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

Barnes, D. K. A., Walters, A., y Gonçalves, L. (2010). Macroplastics at sea around Antarctica. *Marine Environmental Research*, 70(2), 250–252.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.05.006>

Barreca, S., Indelicato, R., Orecchio, S., y Pace, A. (2014). Photodegradation of selected phthalates on mural painting surfaces under UV light irradiation. *Microchemical Journal*, 114, 192–196.
<https://doi.org/10.1016/j.microc.2014.01.004>

Barron, M. G., Schultz, I. R., y Hayton, W. L. (1989). Presystemic branchial metabolism limits di-2-ethylhexyl phthalate accumulation in fish. *Toxicology and applied pharmacology*, 98(1), 49-57.

Bengtsson, B. E. (1980). Long-term effects of PCB (Clophen A50) on growth, reproduction and swimming performance in the minnow, *Phoxinus phoxinus*. *Water Research*, 14(6), 681–687. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90127-x](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90127-x)

Boldrocchi, G., Omar, Y. M., Rowat, D., y Bettinetti, R. (2018). First results on zooplankton community composition and contamination by some persistent organic pollutants in the Gulf of Tadjoura (Djibouti). *Science of the Total Environment*, 627, 812-821.

Bond, T., Ferrandiz-Mas, V., Felipe-Sotelo, M., y van Sebille, E. (2018). The occurrence and degradation of aquatic plastic litter based on polymer physicochemical properties: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(7–9), 685–722.

<https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1483155>

Bowen-Jones, E., y Entwistle, A. (2002). Identifying appropriate flagship species: the importance of culture and local contexts. *Oryx*, 36(2), 189–195.

<https://doi.org/10.1017/s0030605302000261>

Braun, C. D., Skomal, G. B., Thorrold, S. R., y Berumen, M. L. (2015). Movements of the reef manta ray (*Manta alfredi*) in the Red Sea using satellite and acoustic telemetry. *Marine Biology*, 162(12), 2351–2362.

<https://doi.org/10.1007/s00227-015-2760-3>

Bravo, M., de Los Ángeles Gallardo, M., Luna-Jorquera, G., Núñez, P., Vásquez, N., y Thiel, M. (2009). Anthropogenic debris on beaches in the SE Pacific

(Chile): Results from a national survey supported by volunteers. *Marine Pollution Bulletin*, 58(11), 1718–1726. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.017>

Brown, R., Galloway, T., Lowe, D., Browne, M., Dissanayake, A., Jones, M., y Depledge, M. (2004). Differential sensitivity of three marine invertebrates to copper assessed using multiple biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 66(3), 267–278. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2003.10.001>

Browne, M., Niven, S., Galloway, T., Rowland, S., y Thompson, R. (2013). Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology*, 23(23), 2388–2392. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012>

Bucci, K., Tulio, M., y Rochman, C. M. (2020). What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review. *Ecological Applications*, 30(2). <https://doi.org/10.1002/eap.2044>

Burgess, K. B., Guerrero, M., Richardson, A. J., Bennett, M. B., & Marshall, A. D. (2018). Use of epidermal mucus in elasmobranch stable isotope studies: a pilot study using the giant manta ray (*Manta birostris*). *Marine and Freshwater Research*, 69(2), 336. <https://doi.org/10.1071/mf16355>

Carr, M. E. (2001). Estimation of potential productivity in Eastern Boundary Currents using remote sensing. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 49(1-3), 59-80.

Cartwright, S., Coleman, R., y Browne, M. (2006). Ecologically relevant effects of pulse application of copper on the limpet *Patella vulgata*. *Marine Ecology Progress Series*, 326, 187–194. <https://doi.org/10.3354/meps326187>

Chan, J., y Shuang, F. (2012). Rapid, sensitive, and robust detection of phthalates in food using GC/MS or LC/MS. *Agilent technologies*.

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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Compagno, L.J.V. (1999). Systematics and body form. *In*: Hamlett, W.C. (Eds) *Sharks, Skates, and Rays: the Biology of Elasmobranch Fishes*. John Hopkins University Press, Baltimore, pp. 1–42.

Cornish, A. S., Ng, W., Ho, V. C., Wong, H., Lam, J. C., Lam, P. K., y Leung, K. M. (2007). Trace metals and organochlorines in the bamboo shark *Chiloscyllium plagiosum* from the southern waters of Hong Kong, China. *Science of The Total Environment*, 376(1–3), 335–345. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.070>

Couturier, L. I. E., Jaine, F. R. A., Townsend, K. A., Weeks, S. J., Richardson, A. J., y Bennett, M. B. (2011). Distribution, site affinity and regional movements of the manta ray, *Manta alfredi* (Kreffft, 1868), along the east coast of Australia. *Marine and Freshwater Research*, 62(6), 628. <https://doi.org/10.1071/mf10148>

Couturier, L. I. E., Marshall, A. D., Jaine, F. R. A., Kashiwagi, T., Pierce, S. J., Townsend, K. A., Weeks, S. J., Bennett, M. B., y Richardson, A. J. (2012). Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. *Journal of Fish Biology*, 80(5), 1075–1119. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03264.x>

Croll, D. A., Dewar, H., Dulvy, N. K., Fernando, D., Francis, M. P., Galván-Magaña, F., ... y White, W. T. (2016). Vulnerabilities and fisheries impacts: the uncertain future of manta and devil rays. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 26(3), 562-575.

Danopoulos, E., Jenner, L. C., Twiddy, M., y Rotchell, J. M. (2020). Microplastic Contamination of Seafood Intended for Human Consumption: A Systematic

Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives*, 128(12), 126002.
<https://doi.org/10.1289/ehp7171>

Darnerud, P. (2003). Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *Environment International*, 29(6), 841–853.
[https://doi.org/10.1016/s0160-4120\(03\)00107-7](https://doi.org/10.1016/s0160-4120(03)00107-7)

Dewar, H., Mous, P., Domeier, M., Muljadi, A., Pet, J., y Whitty, J. (2008). Movements and site fidelity of the giant manta ray, *Manta birostris*, in the Komodo Marine Park, Indonesia. *Marine Biology*, 155(2), 121–133.
<https://doi.org/10.1007/s00227-008-0988-x>

Divi, R. V., Strother, J. A., y Paig-Tran, E. W. M. (2018). Manta rays feed using ricochet separation, a novel nonclogging filtration mechanism. *Science Advances*, 4(9). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat9533>

Domínguez, L., & Grisell, J. (2020). *Microplástico en el tracto digestivo de *Scomber japonicus*, *Opisthonema libertate* y *Auxis thazard*, comercializados en el puerto pesquero de Santa Rosa, provincia de Santa Elena-Ecuador* (Bachelor's thesis, La Libertad: Universidad Estatal Península de Santa Elena).

Donoso, J. M., y Rios-Touma, B. (2020). Microplastics in tropical Andean rivers: A perspective from a highly populated Ecuadorian basin without wastewater treatment. *Heliyon*, 6(7), e04302. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04302>

Dulvy, N. K., Fowler, S. L., Musick, J. A., Cavanagh, R. D., Kyne, P. M., Harrison, L. R., Carlson, J. K., Davidson, L. N., Fordham, S. V., Francis, M. P., Pollock, C. M., Simpfendorfer, C. A., Burgess, G. H., Carpenter, K. E., Compagno, L. J., Ebert, D. A., Gibson, C., Heupel, M. R., Livingstone, S. R., . . . White, W. T. (2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *ELife*, 3. <https://doi.org/10.7554/elife.00590>

Eisler, R. (1987). *Polycyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review* (No. 11). Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior.

Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A., y Rifman, S. (2013). Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 68(1–2), 71–76.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.021>

Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., y Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9(12), e111913.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

Farrell, P., y Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1–3.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>

Fisk, A.T., S. A. Tittlemier, J.L. Pranschke y R.J. Norstrom. (2002). Using Anthropogenic Contaminants and Stable Isotopes to Assess the Feeding Ecology of Greenland Sharks. *Ecology*, 83: 2162–72.

Fossi, M. C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., y Minutoli, R. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin*, 64(11), 2374–2379.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.013>

Fossi, M. C., Coppola, D., Bains, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., Panti, C., de Sabata, E., y Clò, S. (2014). Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the

Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Environmental Research*, 100, 17–24.

<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.02.002>

Fossi, M. C., Marsili, L., Baini, M., Panti, C., Jimenez, B., Arnaz, J. M., y Ramírez-Macías, D. (2016). First ecotoxicological investigation in whale sharks of the Gulf of California (Mexico) using skin biopsy. In *The 4th International Whale Shark Conference* (Vol. 2016, No. 2, p. 18). Hamad bin Khalifa University Press (HBKU Press).

Fossi, M. C., Baini, M., Panti, C., Galli, M., Jiménez, B., Muñoz-Arnanz, J., Marsili, L., Finoia, M. G., y Ramírez-Macías, D. (2017). Are whale sharks exposed to persistent organic pollutants and plastic pollution in the Gulf of California (Mexico)? First ecotoxicological investigation using skin biopsies. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 199, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.03.002>

Fossi, M. C., y Panti, C. (2018). *Marine Mammal Ecotoxicology: Impacts of Multiple Stressors on Population Health* (1st ed.). Academic Press.

Gall, S. C., y Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92(1–2), 170–179.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>

Garrud, E. (2016). Does tourist behaviour affect reef manta ray feeding behaviour? An analysis of human and *Manta alfredi* interactions in Baa Atoll, The Maldives.

Germanov, E. S., Marshall, A. D., Bejder, L., Fossi, M. C., & Loneragan, N. R. (2018). Microplastics: No Small Problem for Filter-Feeding Megafauna. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(4), 227–232. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.01.005>

Germanov, E. S., Marshall, A. D., Hendrawan, I. G., Admiraal, R., Rohner, C. A., Argeswara, J., Wulandari, R., Himawan, M. R., & Loneragan, N. R. (2019). Microplastics on the Menu: Plastics Pollute Indonesian Manta Ray and Whale Shark Feeding Grounds. *Frontiers in Marine Science*, 6, .
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00679>

Germanov, E. (2020). *From megafauna to microplastics: Understanding habit use reveals potential threats to Indonesia's manta rays* (Doctoral dissertation, Murdoch University).

Goldstein, M. C., Titmus, A. J., y Ford, M. (2013). Scales of Spatial Heterogeneity of Plastic Marine Debris in the Northeast Pacific Ocean. *PLoS ONE*, 8(11), e80020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080020>

Gray, J. S. (1997). Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity & Conservation*, 6(1), 153-175.

Gregory, M. R., y Ryan, P. G. (1997). Pelagic plastics and other seaborne persistent synthetic debris: a review of Southern Hemisphere perspectives. In *Marine debris* (pp. 49-66). Springer, New York, NY.

Guerrero M. (2018) Guía de buenas prácticas y códigos de conducta, para realizar un turismo responsable con manta rayas gigantes u oceánicas (*Mobula birostris*) en Ecuador. Proyecto IKU. Fundación Megafauna Marina del Ecuador y World Wide Fund. (FMME- WWF), Ecuador, 51p.

Guerrero, M. y Hearn, A. (2017). Manta rayas gigantes (*Manta birostris*) como indicador de la salud del ecosistema marino en el Parque Nacional Machalilla, Ecuador. Fundación Megafauna Marina del Ecuador.

Gunaalan, K., Fabbri, E., y Capolupo, M. (2020). The hidden threat of plastic leachates: A critical review on their impacts on aquatic organisms. *Water Research*, 184, 116170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116170>

Heskett, M., Takada, H., Yamashita, R., Yuyama, M., Ito, M., Geok, Y. B., Ogata, Y., Kwan, C., Heckhausen, A., Taylor, H., Powell, T., Morishige, C., Young, D., Patterson, H., Robertson, B., Bailey, E., y Mermoz, J. (2012). Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Marine Pollution Bulletin*, 64(2), 445–448. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.004>

Heywood, V. H. (1995) Global biodiversity assessment. *Cambridge University Press*, Cambridge.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., y Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>

Higham, J. E., Bejder, L., Allen, S. J., Corkeron, P. J., y Lusseau, D. (2016). Managing whale-watching as a non-lethal consumptive activity. *Journal of sustainable tourism*, 24(1), 73-90.

Hinojosa, I. A., y Thiel, M. (2009). Floating marine debris in fjords, gulfs and channels of southern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 58(3), 341–350. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.10.020>

Hjelmeland, K., Pedersen, B. H., y Nilssen, E. M. (1988). Trypsin content in intestines of herring larvae, *Clupea harengus*, ingesting inert polystyrene spheres or live crustacea prey. *Marine Biology*, 98(3), 331–335. <https://doi.org/10.1007/bf00391108>

Holm, G., Norrgren, L., Andersson, T., y Thurén, A. (1993). Effects of exposure to food contaminated with PBDE, PCN or PCB on reproduction, liver morphology and cytochrome P450 activity in the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. *Aquatic Toxicology*, 27(1–2), 33–50.
[https://doi.org/10.1016/0166-445x\(93\)90045-3](https://doi.org/10.1016/0166-445x(93)90045-3)

Hop, H., Borgå, K., Gabrielsen, G. W., Kleivane, L., y Skaare, J. U. (2002). Food Web Magnification of Persistent Organic Pollutants in Poikilotherms and Homeotherms from the Barents Sea. *Environmental Science & Technology*, 36(12), 2589–2597. <https://doi.org/10.1021/es0102311>

Jackson, G. D., Buxton, N. G., y George, M. J. A. (2000). Diet of the southern opah *Lampris immaculatus* on the Patagonian Shelf; the significance of the squid *Moroteuthis ingens* and anthropogenic plastic. *Marine Ecology Progress Series*, 206, 261–271. <https://doi.org/10.3354/meps206261>

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., y Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

Jantz, L. A., Morishige, C. L., Bruland, G. L., y Lepczyk, C. A. (2013). Ingestion of plastic marine debris by longnose lancetfish (*Alepisaurus ferox*) in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2), 97–104.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.019>

Johnson, D. W. (1968). Pesticides and Fishes—A Review of Selected Literature. *Transactions of the American Fisheries Society*, 97(4), 398–424.

Karapanagioti, H. K., y Klontza, I. (2008). Testing phenanthrene distribution properties of virgin plastic pellets and plastic eroded pellets found on Lesbos

island beaches (Greece). *Marine Environmental Research*, 65(4), 283–290.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.11.005>

Kashiwagi, T., Marshall, A. D., Bennett, M. B., y Ovenden, J. R. (2011). Habitat segregation and mosaic sympatry of the two species of manta ray in the Indian and Pacific Oceans: *Manta alfredi* and *M. birostris*. *Marine Biodiversity Records*, 4. <https://doi.org/10.1017/s1755267211000479>

Kim, E. J., Kim, J. W., y Lee, S. K. (2002). Inhibition of oocyte development in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to di-2-ethylhexyl phthalate. *Environment International*, 28(5), 359–365. [https://doi.org/10.1016/s0160-4120\(02\)00058-2](https://doi.org/10.1016/s0160-4120(02)00058-2)

King, R. (2019). *Skimming the surface on plastic ingestion: a preliminary assessment of plastics in feeding grounds of the reef manta ray *Mobula alfredi* along the north west coast of Australia* (Doctoral dissertation, Murdoch University).

Korrick, S.A. y S.K. Sagiv. (2008). Polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and neurodevelopment. *Current Opinion in Pediatrics*, 20: 198–204.

Kreff, J. L. G. (1868). *Deratoptera alfredi* (Prince Alfred's ray). *Illustrated Sydney News*, 5(11).

Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., y Shruti, V. (2020). Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination in Latin America. *Environmental Pollution*, 267, 115463. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115463>

Kwon, E., y Castaldi, M. J. (2008). Investigation of Mechanisms of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Initiated from the Thermal Degradation of

Styrene Butadiene Rubber (SBR) in N₂ Atmosphere. *Environmental Science & Technology*, 42(6), 2175–2180. <https://doi.org/10.1021/es7026532>

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 *Marine debris* (pp. 99-139). Springer, New York, NY.

Last, P.R. y Stevens, J.D. (1994). Sharks and Rays of Australia, xvi, 513p. 84 plates CSIRO, Melbourne, Australia. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74(3), 744.
<https://doi.org/10.1017/s0025315400047858>

Lavers, J. L., Bond, A. L., y Hutton, I. (2014). Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution*, 187, 124–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.020>

Law, K. L., Moret-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., y Reddy, C. M. (2010). Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*, 329(5996), 1185–1188.
<https://doi.org/10.1126/science.1192321>

Law, K. L., Morét-Ferguson, S. E., Goodwin, D. S., Zettler, E. R., DeForce, E., Kukulka, T., y Proskurowski, G. (2014). Distribution of Surface Plastic Debris in the Eastern Pacific Ocean from an 11-Year Data Set. *Environmental Science & Technology*, 48(9), 4732–4738. <https://doi.org/10.1021/es4053076>

Lazar, B., y Gračan, R. (2011). Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 43–47. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.013>

Lebreton, L. C.-M., Greer, S. D., y Borrero, J. C. (2012). Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 64(3), 653–661. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.027>

Lebreton, L., y Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, 5(1). <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>

Lee, H., Shim, W. J., y Kwon, J. H. (2014). Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Science of The Total Environment*, 470–471, 1545–1552. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.023>

Letcher, R. J., Bustnes, J. O., Dietz, R., Jenssen, B. M., Jørgensen, E. H., Sonne, C., ... y Gabrielsen, G. W. (2010). Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Science of the Total Environment*, 408(15), 2995-3043.

Lithner, D., Larsson, Å., y Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of The Total Environment*, 409(18), 3309–3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>

Luiz, O. J., Balboni, A. P., Kodja, G., Andrade, M., & Marum, H. (2009). Seasonal occurrences of *Manta birostris* (Chondrichthyes: Mobulidae) in southeastern Brazil. *Ichthyological Research*, 56(1), 96–99. <https://doi.org/10.1007/s10228-008-0060-3>

Lyons, K., Carlisle, A., Preti, A., Mull, C., Blasius, M., O'Sullivan, J., Winkler, C., y Lowe, C. G. (2013). Effects of trophic ecology and habitat use on maternal transfer of contaminants in four species of young of the year lamniform sharks. *Marine Environmental Research*, 90, 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.05.009>

MacArthur, D. E., Waughray, D., y Stuchtey, M. R. (2016). The new plastics economy, rethinking the future of plastics. In *World Economic Forum*.

Marabini, L., Calò, R., y Fucile, S. (2011). Genotoxic effects of polychlorinated biphenyls (PCB 153, 138, 101, 118) in a fish cell line (RTG-2). *Toxicology in Vitro*, 25(5), 1045–1052. <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2011.04.004>

Marshall, A. D., Compagno, L. J., y Bennett, M. B. (2009). Redescription of the genus *Manta* with resurrection of *Manta alfredi* (Krefft, 1868) (Chondrichthyes; Myliobatoidei; Mobulidae). *Zootaxa*, 2301(1), 1-28.

Marshall, A. D. y Holmberg, J. 2011. *ECOCEAN MantaMatcher* [Online]

Marshall, A., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., Francis, M.P., Derrick, D., Herman, K., Jabado, R.W., Liu, K.M., Rigby, C.L. y Romanov, E. (2020). *Mobula birostris*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T198921A68632946. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T198921A68632946.en>. Downloaded on 17 October 2021.

Marsili, L., Coppola, D., Giannetti, M., Casini, S., Fossi, M. C., Van Wyk, J. H., ... y Rizzuto, S. (2016). Skin Biopsies as a Sensitive Non-Lethal Technique for the Ecotoxicological Studies of Great White Shark (*Carcharodon carcharias*) Sampled in South Africa. *Expert Opinion on Environmental Biology*, 04(01). <https://doi.org/10.4172/2325-9655.1000126>

Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., y Taillandier, V. (2009). Floating marine debris surface drift: Convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1347–1355. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.022>

Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, 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(2), 318–324. <https://doi.org/10.1021/es0010498>

Maximenko, N., Hafner, J., y Niiler, P. (2012). Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine Pollution Bulletin*, 65(1–3), 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.016>

Menéndez-Pedriz, A., y Jaumot, J. (2020). Interaction of Environmental Pollutants with Microplastics: A Critical Review of Sorption Factors, Bioaccumulation and Ecotoxicological Effects. *Toxics*, 8(2), 40. <https://doi.org/10.3390/toxics8020040>

Mieles-Chávez, C. M. (2020). *Microplásticos en el tracto digestivo de Ariopsis seemanni en el sector de Puerto Hondo* (Bachelor's thesis, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil).

Mössner, S., y Ballschmiter, K. (1997). Marine mammals as global pollution indicators for organochlorines. *Chemosphere*, 34(5–7), 1285–1296. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(97\)00426-8](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(97)00426-8)

Moy, D. C., y Dredge, M. C. L. (1979). A novel biopsy technique for monitoring environmental contaminants in fish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 22(1), 35–37. <https://doi.org/10.1007/bf02026903>

Mnif, W., Hassine, A. I. H., Bouaziz, A., Bartegi, A., Thomas, O., y Roig, B. (2011). Effect of Endocrine Disruptor Pesticides: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8(6), 2265–2303. <https://doi.org/10.3390/ijerph8062265>

Murphy, C. A., Rose, K. A., y Thomas, P. (2005). Modeling vitellogenesis in female fish exposed to environmental stressors: predicting the effects of endocrine disturbance due to exposure to a PCB mixture and cadmium. *Reproductive Toxicology*, 19(3), 395–409. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2004.09.006>

Nicolas, J. M. (1999). Vitellogenesis in fish and the effects of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminants. *Aquatic Toxicology*, 45(2–3), 77–90. [https://doi.org/10.1016/s0166-445x\(98\)00095-2](https://doi.org/10.1016/s0166-445x(98)00095-2)

Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., Wollenberger, L., Santos, E. M., Paull, G. C., van Look, K. J. W., 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), 2047–2062. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0242>

Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M. P., Dung, L. Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., ... Thompson, R. C. (2009). International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1437–1446. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>

Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., y Guilhermino, L. (2013). Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecological Indicators*, 34, 641–647. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.019>

Olmos-Espejel, J. J., García De Llasera, M. P., y Velasco-Cruz, M. (2012). Extraction and analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons and benzo[a]pyrene metabolites in microalgae cultures by off-line/on-line methodology based on matrix solid-phase dispersion, solid-phase extraction and high-performance liquid

chromatography. *Journal of Chromatography A*, 1262, 138–147.
<https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.09.015>

Onink, V., Wichmann, D., Delandmeter, P., y Sebille, E. (2019). The Role of Ekman Currents, Geostrophy, and Stokes Drift in the Accumulation of Floating Microplastic. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 124(3), 1474–1490.
<https://doi.org/10.1029/2018jc014547>

Paig-Tran, E. M., Kleinteich, T., y Summers, A. P. (2013). The filter pads and filtration mechanisms of the devil rays: Variation at macro and microscopic scales. *Journal of Morphology*, 274(9), 1026–1043.
<https://doi.org/10.1002/jmor.20160>

Paig-Tran, E. M., y Summers, A. (2014). Comparison of the Structure and Composition of the Branchial Filters in Suspension Feeding Elasmobranchs. *The Anatomical Record*, 297(4), 701–715. <https://doi.org/10.1002/ar.22850>

Panti, C., Baini, M., Lusher, A., Hernandez-Milan, G., Bravo Rebolledo, E. L., Unger, B., Syberg, K., Simmonds, M. P., y Fossi, M. C. (2019). Marine litter: One of the major threats for marine mammals. Outcomes from the European Cetacean Society workshop. *Environmental Pollution*, 247, 72–79.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.029>

Pascall, M. A., Zabik, M. E., Zabik, M. J., y Hernandez, R. J. (2005). Uptake of Polychlorinated biphenyls (PCBs) from an aqueous medium by polyethylene, polyvinyl chloride, and poly- styrene films. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53, 164–169.

Pelamatti, T. (2019). *Plastic pollution as a potential threat for oceanic manta rays in the Mexican Pacific Ocean= La contaminación plástica como una amenaza potencial para las mantarrayas oceánicas en el Océano Pacífico*

mexicano (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas).

Pelamatti, T., Rios-Mendoza, L. M., Hoyos-Padilla, E. M., Galván-Magaña, F., de Camillis, R., Marmolejo-Rodríguez, A. J., y González-Armas, R. (2021). Contamination knows no borders: Toxic organic compounds pollute plastics in the biodiversity hotspot of Revillagigedo Archipelago National Park, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112623.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112623>

PlasticsEurope. (2018). Plastics – the Facts 2017. An analysis of European plastics production, demand and waste data. www.plasticseurope.org

Plasticisers - Information Center. *Home*. (2020, February 14).
<https://www.plasticisers.org>

Rahman, M., y Brazel, C. (2004). The plasticizer market: an assessment of traditional plasticizers and research trends to meet new challenges. *Progress in Polymer Science*, 29(12), 1223–1248.
<https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2004.10.001>

Ramírez-Macías, D., Vázquez-Juárez, R., Galván-Magaña, F., y Munguía-Vega, A. (2007). Variations of the mitochondrial control region sequence in whale sharks (*Rhincodon typus*) from the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, 84(1), 87-95.

Ramírez-Macías, D., Vázquez-Haikin, A., y Vázquez-Juárez, R. (2012). Whale shark *Rhincodon typus* populations along the west coast of the Gulf of California and implications for management. *Endangered Species Research*, 18(2), 115-128.

Rios, L. M., Moore, C., y Jones, P. R. (2007). Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1230–1237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>

Rios, L. M., Jones, P. R., Moore, C., y Narayan, U. V. (2010). Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre's "eastern garbage patch." *Journal of Environmental Monitoring*, 12(12), 2226. <https://doi.org/10.1039/c0em00239a>

Rios-Mendoza, L. M., y Jones, P. R. (2015). Characterisation of microplastics and toxic chemicals extracted from microplastic samples from the North Pacific Gyre. *Environmental Chemistry*, 12(5), 611. <https://doi.org/10.1071/en14236>

Rintoul, S. R., y Garabato, A. C. N. (2013). Dynamics of the Southern Ocean circulation. In *International Geophysics* (Vol. 103, pp. 471-492). Academic Press.

Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., y Teh, S. J. (2013a). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports*, 3, 3263.

Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., y Kaye, S. (2013b). Long-Term Field Measurement of Sorption of Organic Contaminants to Five Types of Plastic Pellets: Implications for Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 130109073312009. <https://doi.org/10.1021/es303700s>

Rochman, C. M., Manzano, C., Hentschel, B. T., Simonich, S. L. M., y Hoh, E. (2013c). Polystyrene Plastic: A Source and Sink for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 47(24), 13976–13984. <https://doi.org/10.1021/es403605f>

Rochman, C. M., Kurobe, T., Flores, I., y Teh, S. J. (2014). Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and

without sorbed chemical pollutants from the marine environment. *Science of The Total Environment*, 493, 656–661. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.051>

Rochman, C. M. (2015). The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. In *Marine anthropogenic litter* (pp. 117-140). Springer, Cham.

Rochman, C. M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., de Frond, H., Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S. B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L. M., . . . Hung, C. (2019). Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(4), 703–711. <https://doi.org/10.1002/etc.4371>

Roy, P. K., Hakkarainen, M., Varma, I. K., y Albertsson, A. C. (2011). Degradable Polyethylene: Fantasy or Reality. *Environmental Science & Technology*, 45(10), 4217–4227. <https://doi.org/10.1021/es104042f>

Rubin, R. (2002). Manta Rays: not all black and white. *Shark focus*, 15, 4-5.

Salvaggio, A., Tiralongo, F., Krasakopoulou, E., Marmara, D., Giovos, I., Crupi, R., Messina, G., Lombardo, B. M., Marzullo, A., Pecoraro, R., Scalisi, E. M., Copat, C., Zuccarello, P., Ferrante, M., & Brundo, M. V. (2019). Biomarkers of Exposure to Chemical Contamination in the Commercial Fish Species *Lepidopus caudatus* (Euphrasen, 1788): A Particular Focus on Plastic Additives. *Frontiers in Physiology*, 10. <https://doi.org/10.3389/fphys.2019.00905>

Sampaio, C. L. S., Leite, L., Reis-Filho, J. A., Loiola, M., Miranda, R. J., de Anchieta C.C. Nunes, J., y Macena, B. C. L. (2018). New insights into whale shark *Rhincodon typus* diet in Brazil: an observation of ram filter-feeding on crab larvae and analysis of stomach contents from the first stranding in Bahia state.

Environmental Biology of Fishes, 101(8), 1285–1293.

<https://doi.org/10.1007/s10641-018-0775-6>

Sapozhnikova, Y., Bawardi, O., y Schlenk, D. (2004). Pesticides and PCBs in sediments and fish from the Salton Sea, California, USA. *Chemosphere*, 55(6), 797–809. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.12.009>

Savoca, D., Arculeo, M., Barreca, S., Buscemi, S., Caracappa, S., Gentile, A., Persichetti, M. F., y Pace, A. (2018). Chasing phthalates in tissues of marine turtles from the Mediterranean sea. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 165–169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.069>

Scheidat, M., Castro, C., Gonzalez, J., y Williams, R. (2004). Behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to whalewatching boats near Isla de la Plata, Machalilla National Park, Ecuador. *Journal of Cetacean Research and Management*, 6(1), 63-68.

Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., y Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>

Sparling, D. W. (2016). *Ecotoxicology essentials: environmental contaminants and their biological effects on animals and plants*. Academic Press.

Stevens, G. (2006) Field Guide to the Identification of Mobulid Rays (Mobulidae): IndoWest Pacific. *Manta Trust*. 1-19.

Stewart, J. D., Beale, C. S., Fernando, D., Sianipar, A. B., Burton, R. S., Semmens, B. X., y Aburto-Oropeza, O. (2016). Spatial ecology and conservation of *Manta birostris* in the Indo-Pacific. *Biological Conservation*, 200, 178–183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.016>

Stewart, J. D., Jaine, F. R. A., Armstrong, A. J., Armstrong, A. O., Bennett, M. B., Burgess, K. B., Couturier, L. I. E., Croll, D. A., Cronin, M. R., Deakos, M. H., Dudgeon, C. L., Fernando, D., Froman, N., Germanov, E. S., Hall, M. A., Hinojosa-Alvarez, S., Hosegood, J. E., Kashiwagi, T., Laglbauer, B. J. L., . . . Stevens, G. M. W. (2018). Research Priorities to Support Effective Manta and Devil Ray Conservation. *Frontiers in Marine Science*, 5.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00314>

Takatori, S., Kitagawa, Y., Kitagawa, M., Nakazawa, H., y Hori, S. (2004). Determination of di(2-ethylhexyl)phthalate and mono(2-ethylhexyl)phthalate in human serum using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography B*, 804(2), 397–401.
<https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2004.01.056>

Tanabe, S. (2002). Contamination and toxic effects of persistent endocrine disrupters in marine mammals and birds. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1–12), 69–77. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00175-3](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00175-3)

Teil, M. J., Tlili, K., Blanchard, M., Chevreuil, M., Alliot, F., y Labadie, P. (2012). Occurrence of Polybrominated Diphenyl Ethers, Polychlorinated Biphenyls, and Phthalates in Freshwater Fish From the Orge River (Ile-de France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63(1), 101–113. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9746-z>

Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., y Thompson, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science and Technology*, 41(22), 7759–7764.

Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., . . . Takada, H. (2009).

Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>

Thiel, M., Hinojosa, I., Vásquez, N., y Macaya, E. (2003). Floating marine debris in coastal waters of the SE-Pacific (Chile). *Marine Pollution Bulletin*, 46(2), 224–231. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00365-x](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00365-x)

Thiel, M., Bravo, M., Hinojosa, I. A., Luna, G., Miranda, L., Núñez, P., Pacheco, A. S., y Vásquez, N. (2011). Anthropogenic litter in the SE Pacific: an overview of the problem and possible solutions. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 11(1), 115–134. <https://doi.org/10.5894/rgci207>

Thompson, R. C. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>

Thompson, R., Moore, C., Andrady, A., Gregory, M., Takada, H., y Weisberg, S. (2005). New directions in plastic debris. *Science*, 310(5751), 1117-1118.

Tuvikene, A. (1995). Responses of fish to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Annales Zoologici Fennici* (pp. 295-309). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.

Ulmer, M. (2020). Microplastics Invade Manta Ray Feeding Grounds Giving Rise to the Effects of Global Plastic Pollution. *Scientific Communications News*. 10. <https://nsuworks.nova.edu/sci-com-news/10>

Valente, T., A. Sbrana, U. Scacco, C. Jacomini, J. Bianchi, L. Palazzo, G.A. de Lucia, C. Silvestri y M. Matiddi. (2019). Exploring microplastic ingestion by three deep-water elasmobranch species: A case study from the Tyrrhenian Sea. *Environmental Pollution*. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749119315891>.

- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., y Janssen, C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182, 495–499. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>
- van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., van Franeker, J. A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., y Law, K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, 10(12), 124006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>
- van Sebille, E., Delandmeter, P., Schofield, J., Hardesty, B. D., Jones, J., y Donnelly, A. (2019). Basin-scale sources and pathways of microplastic that ends up in the Galápagos Archipelago. *Ocean Science*, 15(5), 1341–1349. <https://doi.org/10.5194/os-15-1341-2019>
- Vasseur, P., y Cossu-Leguille, C. (2006). Linking molecular interactions to consequent effects of persistent organic pollutants (POPs) upon populations. *Chemosphere*, 62(7), 1033–1042. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.043>
- Velzeboer, I., Kwadijk, C. J. A. F., y Koelmans, A. A. (2014). Strong Sorption of PCBs to Nanoplastics, Microplastics, Carbon Nanotubes, and Fullerenes. *Environmental Science & Technology*, 48(9), 4869–4876. <https://doi.org/10.1021/es405721v>
- Vinueza, D. (2007). *Propuesta Temática a desarrollar en el parque nacional Machalila* (Doctoral dissertation, Tesis previa la obtención del título de ingeniero en empresas turísticas y áreas naturales. Universidad Tecnológica Equinoccial. Facultad de Turismo, Preservación ambiental, Hotelera y Gastronomía. Quito-Ecuador).

Vinueza, S. J. (2018). *Diversidad genética y estructura poblacional de individuos de Manta birostris muestreados en la Isla de la Plata en las temporadas de los años 2010 al 2013* (Bachelor's thesis, Quito).

Waddell, B., y May, T. (1995). Selenium concentrations in the razorback sucker (*Xyrauchen texanus*): Substitution of non-lethal muscle plugs for muscle tissue in contaminant assessment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28(3). <https://doi.org/10.1007/bf00213109>

White, W. T., Corrigan, S., Yang, L., Henderson, A. C., Bazinet, A. L., Swofford, D. L., y Naylor, G. J. P. (2017). Phylogeny of the manta and devilrays (Chondrichthyes: mobulidae), with an updated taxonomic arrangement for the family. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 182(1), 50–75. <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlx018>

Worm, B., y Branch, T. A. (2012). The future of fish. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(11), 594–599. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.005>

Worm, B., Lotze, H. K., Jubinville, I., Wilcox, C., y Jambeck, J. (2017). Plastic as a Persistent Marine Pollutant. *Annual Review of Environment and Resources*, 42(1), 1–26. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060700>

Wright, S. L., Thompson, R. C., y Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

Zhuang, P., McBride, M. B., Xia, H., Li, N., y Li, Z. (2009). Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. *Science of The Total Environment*, 407(5), 1551–1561. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.061>

ANEXOS

Anexos 1. Cronograma de actividades

Fecha	Actividades realizadas
12/8/21	Viaje hacia Puerto López, Manabí
13/8/21	Preparación de equipo fotográfico y de buceo
14/8/21	Primer buceo: obtención de material audiovisual y fotoidentificación de <i>M. birostris</i>
16/8/21	Segundo buceo, obtención de material audiovisual y fotoidentificación de <i>M. birostris</i>
20/8/21	Tercer buceo, obtención de material audiovisual y fotoidentificación de <i>M. birostris</i>
24/8/21	Cuarto buceo, obtención de material audiovisual y fotoidentificación de <i>M. birostris</i>
26/8/21	Quinto buceo, obtención de material audiovisual y fotoidentificación de <i>M. birostris</i>
29/8/21	Preparación previa de equipo fotográfico y desinfección de puntas de biopsia
30/8/21	Sexto buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> y muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador (no se obtuvieron muestras)
31/8/21	Septimo buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> , muestreo y procesamiento de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador. Se obtuvieron 7 muestras
1/9/21	Octavo buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> , muestreo y procesamiento de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador. Se obtuvieron 8 muestras
3/9/21	Noveno buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> y muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador (no se obtuvieron muestras)
8/9/21	Décimo buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> y muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador (no se obtuvieron muestras)

10-14/9/21	Entrevistas y obtención de material audiovisual para el documental
Fecha tentativas	Actividades por realizar
15/8/22	Viaje hacia Puerto López, Manabí. Inicio de la temporada de manta rayas gigantes
16/8/22	Preparación de equipo fotográfico y de buceo
17/8/22	Primer buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> , muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador y muestreo de aguas superficiales
18/8/22	Muestreo de microplásticos en varios puntos de la playa de Puerto López
19/8/22	Segundo buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> , muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador y muestreo de aguas superficiales
21/8/22	Muestreo de microplásticos en la playa de Isla de la Plata y muestreo de aguas superficiales
23/8/22	Tercer buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> , muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador y muestreo de aguas superficiales
24/8/22	Muestreo de microplásticos en varios puntos de la playa de Puerto López
25/8/22	Muestreo de microplásticos en la playa de Isla de la Plata y muestreo de aguas superficiales
26/8/22	Cuarto buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> , muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador y muestreo de aguas superficiales
27/8/22	Muestreo de microplásticos en varios puntos de la playa de Puerto López
28/8/22	Muestreo de microplásticos en la playa de Isla de la Plata y muestreo de aguas superficiales
30/8/22	Quinto buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> , muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador y muestreo de aguas superficiales
31/8/22	Sexto buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> , muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador y muestreo de aguas superficiales
1/9/22	Muestreo de microplásticos en varios puntos de la playa de Puerto López

2/9/22	Muestreo de microplásticos en la playa de Isla de la Plata y muestreo de aguas superficiales
4/9/22	Sexto buceo: obtención de material audiovisual, fotoidentificación de <i>M. birostris</i> , muestreo de biopsias junto al Proyecto Mantas Ecuador y muestreo de aguas superficiales
6/9/22	Muestreo de microplásticos en varios puntos de la playa de Puerto López
7/9/22	Muestreo de microplásticos en la playa de Isla de la Plata y muestreo de aguas superficiales