



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Estado de Contaminación del Medio Marino por Contaminantes
Orgánicos Persistentes. Revisión Sistemática, 2021**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO AMBIENTAL

AUTORES:

Ñaña Reyes, Milagros Leydie (ORCID: 0000-0003-3552-8537)

Villanueva De La Cruz, Ronald (ORCID: 0000-0002-1402-5644)

ASESORA:

Mg. Cabello Torres, Rita Jaqueline (ORCID: 0000-0002-9965-9678)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Calidad y Gestión de los Recursos Naturales

LIMA – PERÚ

2021

Dedicatoria

Dedicamos esta tesis a nuestros padres por habernos forjado como personas de bien, entre todos los logros obtenidos a lo largo de nuestra vida son gracias a ellos. Por el apoyo incondicional que nos dieron, y gracias a ello nos motivaron constantemente a alcanzar nuestras metas. Así mismo a nuestra pequeña Paula Luana que ha sido una bendición para nosotros.

Agradecimiento

Agradecer ante todo a Dios por mantenernos unidos y fuertes, a nuestros padres por acompañarnos en nuestros pasos y también levantarnos ante las adversidades. Agradecemos a la Mg. Rita Cabello Torres por ser una guía necesaria en este trabajo y siempre alentarnos hacer perseverantes.

Índice de Contenido

Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenido	iv
Índice de tablas	v
Índice de figuras	vi
Índice de abreviaturas	viii
RESUMEN	ix
ABSTRACT	x
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	4
III. METODOLOGÍA	17
3.1. Tipo y diseño de investigación	17
3.2. Categorías, subcategorías y matriz de operacionalización	18
3.3. Escenario de estudio	21
3.4. Participantes	21
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos, validez y confiabilidad	21
3.6. Procedimiento	22
3.7. Rigor científico	22
3.8. Métodos de análisis de la información	23
3.9. Aspectos éticos	24
IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES	25
VI. CONCLUSIONES	77
VII. RECOMENDACIONES	80
REFERENCIAS	81
ANEXOS	88

Índice de tablas

Tabla 1:	Matriz de categorización apriorística	19
Tabla 2:	Metodología de muestreo de residuos plásticos	34
Tabla 3:	Metodología de muestreo de sedimentos superficiales marinos	35
Tabla 4:	Metodología de muestreo de crustáceos y bivalvos marinos	36
Tabla 5:	Metodología de muestreo de peces y atún	37
Tabla 6:	Metodología de muestreo en mamíferos, aves, anfibios, otros.	38
Tabla 7:	Metodología de pre-tratamiento y de cuantificación COPs en plásticos degradados en el ambiente marino	42
Tabla 8:	Metodología de tratamiento y de cuantificación COPs en sedimentos marinos	46
Tabla 9:	Metodología de pre-tratamiento y de cuantificación COPs en crustáceos, bivalvos marinos	49
Tabla 10:	Metodología de pre-tratamiento y de cuantificación COPs en peces marinos	52
Tabla 11:	Metodología de pre-tratamiento y de cuantificación COPs en mamíferos, anfibios, aves, y otras especies marinos	56
Tabla 12:	Niveles COPs en desechos plásticos	59
Tabla 13:	Niveles COPs en sedimentos marinos	62
Tabla 14:	Niveles COPs en anfípodos, bivalvos marinos	65
Tabla 15:	Niveles COPs en peces marinos	69
Tabla 16:	Niveles COPs en mamíferos, anfibios, otras especies marinos	73

Índice de figuras

Figura 1:	Efecto saltamontes que define la movilidad ambiental a larga distancia de contaminantes orgánicos persistentes en la atmósfera y su deposición en regiones polares sustentada por Bhardwaj et al. (2018).	4
Figura 2:	Grupos de contaminantes orgánicos persistentes según Álvarez-Ruiz et al. (2020)	5
Figura 3:	Proceso degradativo de plásticos en el medio marino.	7
Figura 4:	Microplásticos colectados en la investigación de Camacho et al. (2018): a) pellets (b) fragmentos (mesoplástico).	8
Figura 5:	Método de muestreo de plásticos en transecto seguido por Gómez et al. (2020) en la Bahía de Concepción en Chile.	9
Figura 6:	Investigación de microplásticos en s) grupos funcionales analizados mediante FTIR y b) cuantificación de contaminantes orgánicos persistentes medido por cromatografía de gases efectuado por Pozo et al. (2020).	10
Figura 7:	Carta de posiciones desarrollada en el monitoreo de COPs en sedimentos del mar interior de Seto, Japón en 2016 y 2017 a bordo de embarcación Toyoshio Maru de la Universidad de Hiroshima	11
Figura 8:	Carta de posiciones de las estaciones de colecta de los bivalvos (mejillones) en el Golfo de Nápoles (Campania, Italia), enero de 2016 a diciembre de 2019.	14
Figura 9:	Bioacumulación de COPs por tortugas. Nava et al. (2020)	16
Figura 10:	Secuencia de revisión sistemática aplicada en la investigación.	22
Figura 11:	Distribución de áreas de muestreo de matrices marinas evaluadas en esta investigación.	25
Figura 12:	a) Núcleo no perturbador para colectar sedimento marino y b) sedimento marino obtenido al recortar lateralmente el núcleo	27
Figura 13:	Draga Van Veen para colecta de sedimento a) antes de ser lanzado al mar. Fuente: https://www.g3eo.com/servicios.html y b) muestras con sedimento	28
Figura 14:	Mapa de distribución de capturas de tortugas pelágicas del Pacífico del estudio de Clukey et al. (2017).	32
Figura 15:	Metodología de tratamiento preliminar de las muestras de plástico para su cuantificación de COPs.	41
Figura 16:	Niveles de concentración de los COPs en residuos plásticos en el mar: a) \sum PCBs, b) \sum PBDEs c) \sum COPs y d) \sum SSTs	58
Figura 17:	Niveles de concentración de los COPs en sedimentos marinos: a) valores < 5 ng/g Organoclorados y b) > 5 ng/g (HAP y otros)	61
Figura 18:	Niveles de concentración de los COPs en moluscos	64

Figura 19:	Niveles de concentración de los POCs en peces (ng/g)	67
Figura 20:	Niveles de concentración de los Σ PCBs en peces	68
Figura 21:	Niveles de concentración de los Σ HPA en peces.	68
Figura 22:	Niveles de concentración de los Σ PBDEs en distintas especies marinas	71
Figura 23:	Niveles de concentración de los Σ PCBs en distintas especies marinas	72
Figura 24:	Niveles de concentración de los Σ DDTs en distintas especies marinas	72

Índice de abreviaturas

ASE	:	Acelerada por Solvente
BaA	:	Benzo [a] antraceno
BaP	:	Benzo [a] pireno,
BbF	:	Benzo [b] fluoranteno
CHR	:	Criseno
COPs:	:	Contaminantes Orgánicos Persistentes
DCM	:	Diclorometano
DDT	:	Diclorodifeniltricloroetano
FTIR	:	Espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier
GC-MS	:	Cromatografo de Gases-Espectroscopía de Masas
HAP	:	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos
HPLC-FLD	:	Cromatografía líquida de alta resolución con detección por fluorometría
NP	:	Nonilfenol
PBDEs	:	Éteres de Difenilo Polibromados
PCBs	:	Bifenilos Policlorados
PCDD	:	Dibenzo-p-dioxinas policloradas
PCSF	:	Dibenzofuranos policlorados
PFAS	:	Perfluoroalquilo
PFCA	:	Ácido Perfluorocarboxílico
PFHxA	:	Ácido perfluorohexanoico
PFOA	:	Ácido perfluorooctanoico
PFOS	:	Ácido perfluorooctanosulfónico
PFSA	:	Sulfonatos de Perfluoroalcano
PFUnDA	:	Ácido perfluoroundecanoico
POCs	:	Plaguicidas Órgano Clorados
REVISEM	:	Refugio de Vida Silvestre Manglar El Morro

Resumen

Se ha investigado el contenido de Plaguicidas organoclorados (POC), los PCBs, PBDE, HAP en los desechos plásticos degradados, sedimento y organismos marinos en las distintas regiones del mundo, con el objetivo de evaluar el estado de contaminación del medio marino por estos Contaminantes Orgánicos persistentes. La metodología comprendió una investigación cualitativa de diseño de revisión sistemática de artículos relacionados de los años 2017 al 2021 en revistas indexadas. La comparación de metodologías de muestreo, tratamiento de las matrices marinas, niveles de contaminación permitió establecer las tendencias actuales y futuras en el investigación y monitoreo de los COPs y su asociación a riesgos a la salud humana y ecológico. Los resultados señalaron que los desechos plásticos degradados en el medio marino adsorben los COPs sobre su superficie y al ser ingeridos por los organismos de la cadena trófica ejerce un riesgo a la conservación de las especies. Asimismo, los sedimentos marinos presentan carga contaminante cuya fuente se relaciona además con las deposiciones atmosféricas que depositan los COPs y residuos a través de la columna de agua y que la re-suspensión en el fondo marino desacelera la disminución de los niveles de los COPs presente en la superficie. Esto incluye su presencia en profundidades de hasta 10 000 m de fondo marino. Respecto a los bio-monitores marinos, los peces, tortugas, anfípodos, peces incluido atunes, delfines, tortugas, pingüinos focas, vienen siendo investigados debido al riesgo que significa la bio-acumulación de los COPs cuyo transporte ha alcanzado zonas antes vírgenes.

Palabra clave: contaminantes orgánicos persistentes, sedimentos, bio-monitores, organismos marinos.

Abstract

The content of organochlorine pesticides (POC), PCBs, PBDEs, HPA in degraded plastic waste, sediment and marine organisms has been investigated in different regions of the world, with the aim of evaluating the state of pollution of the marine environment by these pollutants Persistent organic. The methodology comprised a qualitative investigation of the design of a systematic review of related articles from 2017 to 2021 in indexed journals. The comparison of sampling methodologies, treatment of marine matrices, levels of contamination establish current and future trends in the investigation and monitoring of POPs and their associated with risks to human and ecological health. The results indicated that degraded plastic waste in the marine environment adsorbs POPs on its surface and, when ingested by the organisms of the trophic chain, exerts a risk to the conservation of the species. As well as the marine sediments present a pollutant load whose source is It is also related to the atmospheric deposition that POPs and residues deposit through the water column; and that the re-suspension in the seabed slows the decrease in the levels of POPs present on the surface. This includes their presence in depths of up to 10,000 m of seabed. Respect for marine biomonitors, fish, turtles, amphipods, fish including tunas, dolphins, turtles, seal penguins, have been investigated due to the risk posed by the bio-accumulation of POPs whose transport has reached previously virgin areas.

Keyword: persistent organic pollutants, sediments, bio-monitors, marine organisms.

I. INTRODUCCIÓN

Durante el siglo XX, el desarrollo de la industria ha crecido aceleradamente, nuevos productos químicos orgánicos son sintetizados y corresponden a formulaciones o insumos que se usan en diversas actividades económicas, generando residuos denominados “contaminantes orgánicos persistentes (COPs)” que muchas veces son liberados al ambiente llegando hasta el mar a través de accidentes y descargas industriales, fugas de vertederos o incineración incompleta, especialmente los bifenilos policlorados (PCB, utilizados como fluido dieléctrico) y los éteres de difenilo polibromados (PBDE, utilizados como retardadores de llama (Jamieson et al. 2017). También se incluyen los solventes orgánicos, productos de aseos y de limpieza, así como los fármacos que no se degradan fácilmente y se han convertido en amenazas para el ambiente y la salud.

Entre los muchos tipos de contaminantes, se cuentan además con los pesticidas organoclorados (POC), el nonilfenol (NP), los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y los éteres difenílicos polibromados (PBDE), pero además existen sustancias perfluoroalquilo (PFAS) como el ácido perfluorocarboxílico (PFCA) y los sulfonatos de perfluoroalcano (PFSA) que se suman a la contaminación porque se utilizan como utensilios de cocina antiadherentes, tratamientos impermeabilizantes en ropa, telas, muebles y alfombras para exteriores, revestimientos impermeables para papel y cartón, supresores de niebla en el industria del enchapado de metales y espumas contra incendios (Gallen et al., 2017). Respecto a los desechos plásticos y a su gran extensión en áreas oceánicas (NOAA, 2019), se ha informado que al ser ingeridas y retenidas regularmente por varias especies marinas, incluidas aves marinas, peces y cetáceos (Fossi et al., 2017) actúan como vectores de contaminantes orgánicos debido a su naturaleza hidrofóbica (Gómez et al. 2020).

A pesar de que muchos investigadores mencionan la importancia evaluar los efectos biológicos mediante un enfoque integrado (Morrone et al 2020), sin duda alguna la identificación y medición de los niveles de los COPs, en los distintos componentes y organismos marinos y costeros es crucial, así el monitoreo periódico de los principales componentes del mar a nivel costero y oceánico, tales como los sedimentos y organismos (aves, peces, moluscos, bentos etc.) es la primera tarea a cumplir. Los organismos bentónicos son cruciales porque además

brindan información del nivel de acumulación de las comunidades locales que describe el estado de calidad ecológica (Borja et al., 2016). Inclusive las fozas oceánicas profundas consideradas como ambientes prístinos, también se consideran hoy como posibles sumideros de contaminantes que ingresan al medio marino. Los contaminantes orgánicos persistentes (COP) son altamente perjudiciales para la salud de los organismos a través de sus propiedades de alteración endocrina. Los COP poseen una hidrofobicidad afin a las partículas orgánicas o inorgánicas presentes en la columna de agua que se transporta verticalmente, acumulando los COPs en las profundidades del océano y en los organismos, presas y depredadores dentro de la cadena trófica, con aumentos acumulativos en cada nivel trófico.

La información se encuentra dispersa, y es necesario actualizar y evaluar el alcance de estos contaminantes en el ámbito marino, con la finalidad de establecer referencias locales además de usar los organismos como biomonitores y los sedimentos como indicadores.

Esta investigación tiene por objetivo general sistematizar los impactos de la contaminación marina por COPs en el mundo, en las aguas marinas costeras y oceánicas incluyendo los polos. La necesidad de medir los niveles de contaminación marina, sus componentes y biodiversidad se debe a la importancia como un eco-sistema que brinda un soporte alimenticio y económico a nivel mundial. El mar es el último receptáculo de todos los desechos que el hombre genera, asimismo se justifica en el enfoque teórico de bio-magnificación a través de la cadena trófica, que pone en riesgo a la salud humana.

La justificación metodológica se evidencia en los distintos programas de vigilancia y monitoreo aplicados a nivel mundial para demostrar las tendencias temporales de persistencia de este tipo de contaminantes, finalmente la investigación se justifica desde el aspecto social, debido a los impactos socio-económicos que se desarrollan sobre los productos marinos que acumulan tales contaminantes y que al ser consumidos podrían representar un riesgo a la salud humana si se demuestran niveles de toxicidad. Se espera promover futuras investigaciones que puedan brindar mayor información al observatorio mundial sobre la contaminación marina

por COPs en pro de la conservación de los recursos naturales en favor de la humanidad.

En tal sentido se ha planteado el siguiente problema general ¿Cuál es el estado de contaminación del medio marino debido a los Contaminantes Orgánicos persistentes? y como problemas específicos los siguientes:

PE1: ¿Cuál es la metodología empleada en el monitoreo de matrices marinas para cuantificar el estado de contaminación por contaminantes orgánicos persistentes?

PE2: ¿Cuál es la metodología de pre-tratamiento y de cuantificación de los contaminantes orgánicos persistentes en las matrices marinas?

PE3: ¿Cuáles son los niveles actuales de los contaminantes orgánicos persistentes acumulados en las matrices marinas?

PE4: ¿Cuáles son las tendencias actuales de monitoreo y establecimiento de biomonitores COPs en el medio marino?

Y los objetivos específicos son:

OE1: Comparar la metodología empleada en el monitoreo de matrices marinas para cuantificar el estado de contaminación por contaminantes orgánicos persistentes

OE2: Identificar la metodología de pre-tratamiento y de cuantificación de los contaminantes orgánicos persistentes en las matrices marinas

OE3: Analizar los niveles actuales de los contaminantes orgánicos persistentes acumulados en las matrices marinas

OE4: Identificar las tendencias actuales de monitoreo y establecimiento de biomonitores COPs en el medio marino

II. MARCO TEÓRICO

Contaminantes orgánicos persistentes (COP). Estos contaminantes están conformados por muchísimos compuestos orgánicos producidos en el mundo mucho de los cuales son aditivos de distintos productos o son reactivos químicos que se eliminan en descargas de aguas residuales, o como residuos sólidos o se emiten vía atmosférica (Asaoka et al. 2018). Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y los hidrocarburos halogenados eran los compuestos más importantes del grupo de los COP y los plaguicidas organoclorados (POC) que tienen las características de resistencia a la degradación agregada posteriormente en este grupo y han tenido la producción, uso y liberación más amplios. Los COPs ascienden en la cadena alimentaria desde peces hasta las aves alcanzando a los mamíferos marinos, en concentraciones crecientes que se denomina biomagnificación, así las aves migratorias también propagan estos contaminantes a largas distancias (Figura 1) (Bhardwaj et al., 2018).



Figura 1. Efecto saltamontes que define la movilidad ambiental a larga distancia de contaminantes orgánicos persistentes en la atmósfera y su deposición en regiones polares sustentada por Bhardwaj et al. (2018). Fuente: Bhardwaj et al. (2018).

En todos los hidrocarburos halogenados, los compuestos organoclorados también suelen ser los más persistentes por naturaleza. Hay tres categorías comunes de COP: plaguicidas, bifenilos policlorados (PCB), los POC como aldrín, el DDT, el endrín, el dieldrín, el clordano, el mirex, el heptacloro, el toxafeno, el hexaclorobenceno son contaminantes producidos intencionalmente. Sin embargo, las dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) y los dibenzofuranos policlorados (PCSF) son los contaminantes producidos de forma no intencionada (Figura 2). Se agregó endosulfán, hexabromociclododecano y se agregaron hexaclorobutadieno, pentaclorofenol y naftalenos policlorados según la Secretaría del Convenio de Estocolmo (Bhardwaj et al., 2018).

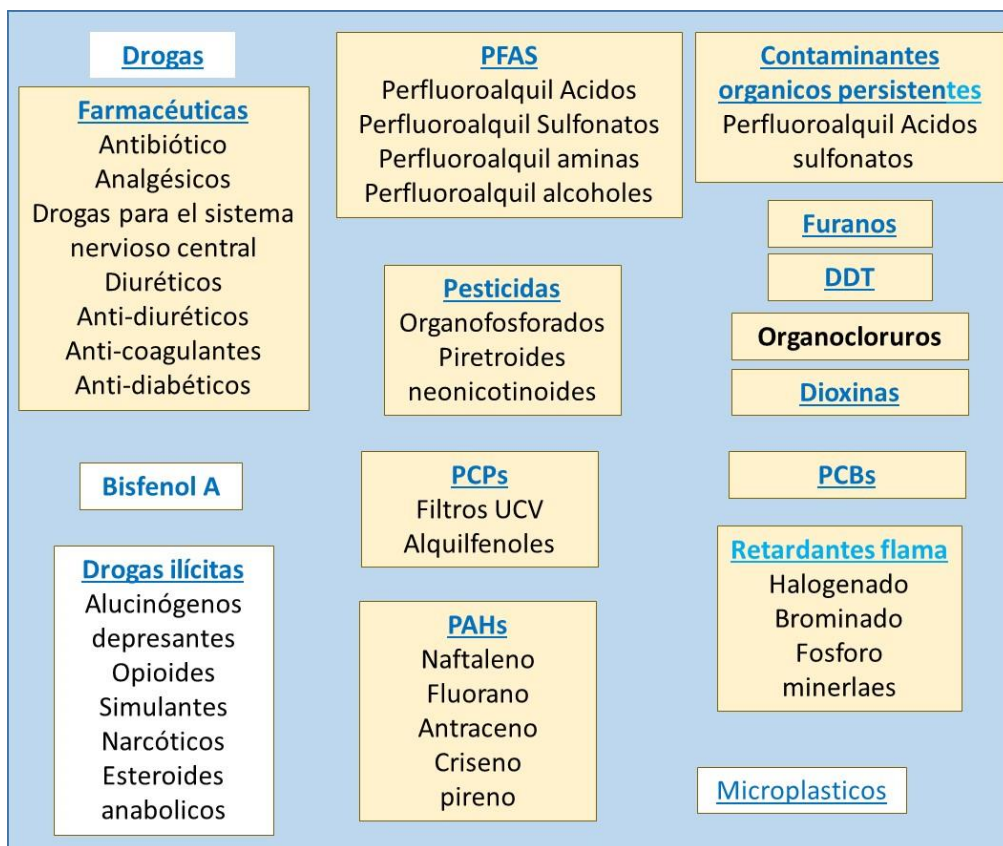


Figura 2. Grupos de contaminantes orgánicos persistentes según Álvarez-Ruiz et al. (2020)

Los contaminantes emergentes pueden comprender compuestos nuevos o desconocidos, compuestos cuya contaminación ambiental no se entendieron como los HAP relacionados con microplásticos, los fármacos, productos de cuidado personal, productos farmacéuticos biológicamente activos, drogas ilícitas mientras

que los COPs se refieren a los contaminantes emergentes altamente persistentes, incluye, retardadores de llama, sustancias perfluoroalquílicas (PFAS) y alquifenoles, entre otros. Su persistencia, los organismos marinos se exponen a largo plazo con características bioacumulables y biomagnificables (Wilkinson, et al 2018). La exposición se produce a través del agua, los sedimentos, los sólidos en suspensión o la ingesta de biota y microplásticos.

Microplásticos. Las composiciones de los microplásticos en ambientes marinos incluyen principalmente Poliestireno, polietileno, polipropileno; tereftalato de polietileno, polipropileno y cloruro de polivinilo (Andrady, 2017). Los polímeros amorfos son blandos y flexibles, y exhiben poca resistencia a la fatiga, cambian su forma física de estado vítreo a gomoso cuando la temperatura supera su temperatura de transición vítrea (Guo, & Wang, 2019). Otra característica es que el Poliestireno y el polipropileno son microplásticos flotantes (0,02-1 mm), por sus densidades menores que el agua y abundan sobre ella (Xiong et al., 2018), mientras que el cloruro de polivinilo, Poliestireno, tereftalato de polietileno resultan más densos y pueden hundirse en la columna de agua con tamaños entre 1-5 mm (Eo et al., 2018).

Los desechos macroscópicos y microplásticos en las áreas marinas y costeras experimentan procesos degradativos por causa del envejecimiento o meteorización (Figura 3), por su exposición a los rayos solares, asimismo el envejecimiento térmico, desarrollo de biopelículas y reacciones de oxidación (Andrady, 2017). Mediante estos procesos se rompen las estructuras poliméricas clasificadas anteriormente, conduciendo a la fragmentación de los residuos macroscópicos hacia los microplásticos secundarios (Guo, & Wang, 2019).

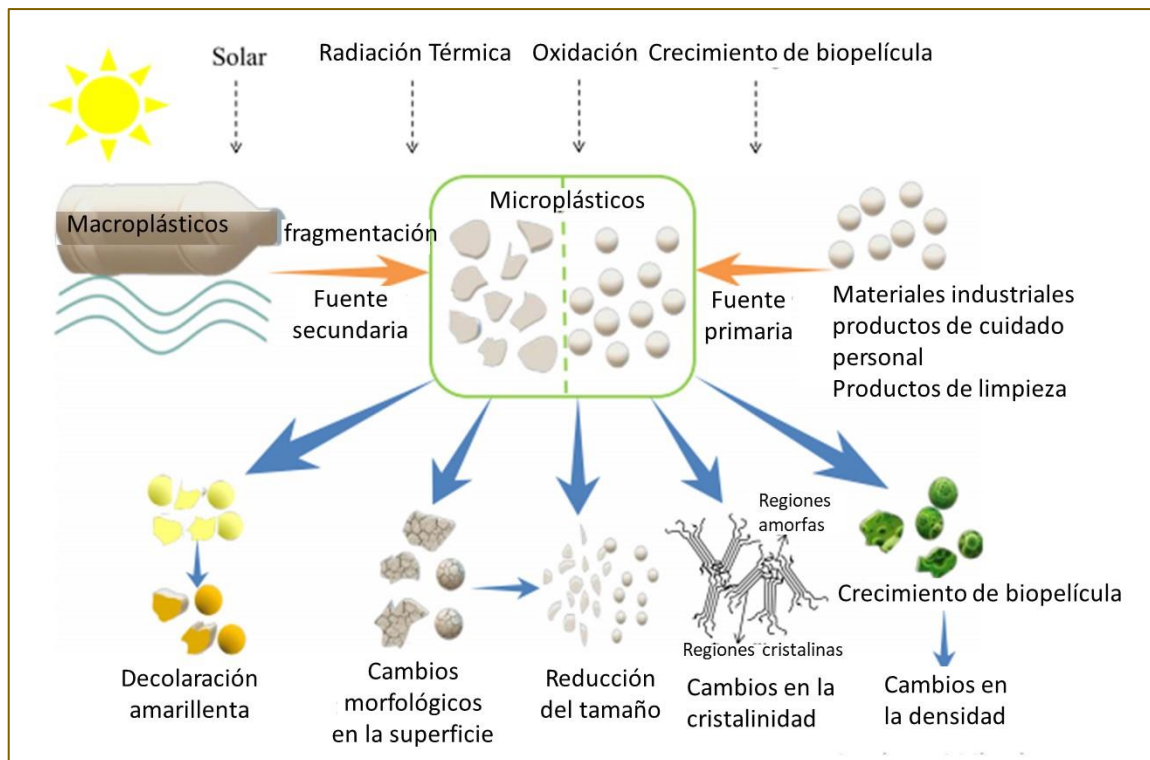


Figura 3. Proceso degradativo de plásticos en el medio marino. Fuente: Guo, & Wang, (2019).

Niveles de Contaminantes orgánicos persistentes en el ambiente marino y áreas costeras. Las concentraciones de contaminantes en microplásticos del medio ambiente están relacionadas con muchos factores, incluidas las concentraciones y tipos de contaminantes, las condiciones ambientales en el agua circundante y las propiedades de los microplásticos (Wang et al., 2018). Sin embargo, los resultados del monitoreo ambiental solo revelan la distribución temporal y espacial de las concentraciones de contaminantes en los microplásticos. Es difícil obtener información útil sobre el efecto de estos factores en la acumulación o absorción de contaminantes en los microplásticos debido a la complejidad de los entornos reales (Guo, & Wang, (2019).

Camacho et al. (2018) evaluaron el contenido de los COPs en microplásticos varados (gránulos y fragmentos) en las Islas Canarias (España) entre el 2016 – 2017 (Figura 4), con el objetivo de conocer la presencia y niveles de una diversidad de compuestos asociados a los desechos plásticos en el medio marino. Entre los

contaminantes cuantificados se registran niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) entre 52.1 y 8725.8 ng/g de los gránulos y fragmentos combinados, bifenilo policlorado (PCB) entre 0,9 y 2285.8 ng/g y plaguicidas organoclorados (POC) entre 0.4 y 13488.7 ng/g entre la diversidad evaluada (ver Figura 4).



Figura 4. Microplásticos colectados en la investigación de Camacho et al. (2018): a) pellets (b) fragmentos (mesoplástico). Fuente: Camacho et al. (2018)

Camacho et al. (2018) evidenciaron que los desechos plásticos en el mar generan una adsorción de una amplia gama de contaminantes marinos especialmente emergentes.

Del mismo modo, Gómez et al. (2020) caracterizaron desechos plásticos en zonas costeras de la Bahía de Concepción en Chile en la primavera (2017) y verano (2018) con el objetivo de evaluar los contaminantes orgánicos persistentes (COP) presentes en estos desechos. Colectaron las muestras en línea (figura 5) y una vez colectados y preparados, aplicaron a los residuos un proceso de extracción con hexano mediante baño ultrasónico y se cuantificó usando equipo GC-MS, concluyendo con información básica sobre la ocurrencia de COP en los desechos plásticos del centro de Chile (Figura 5).

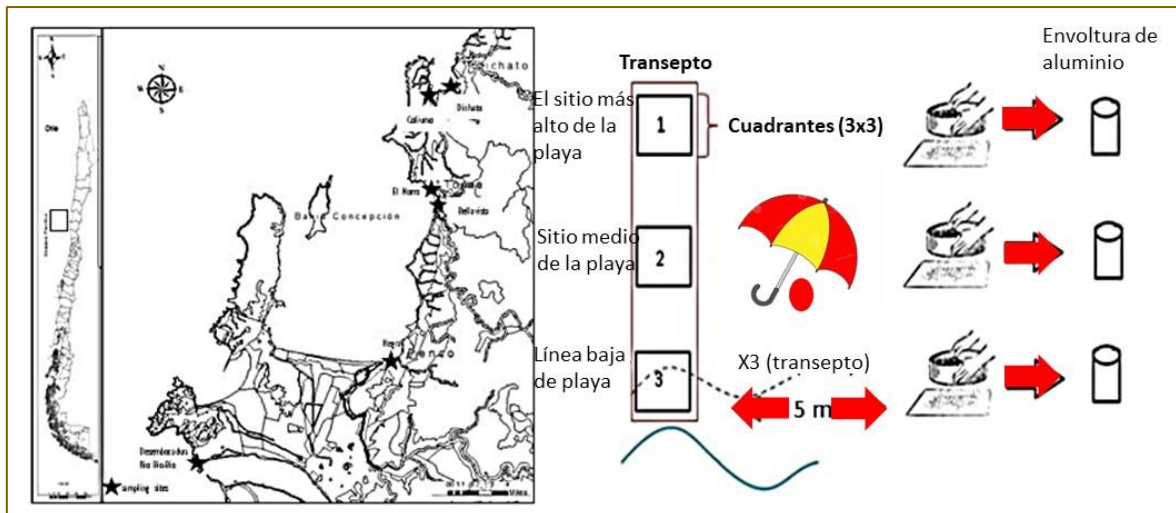


Figura 5. Método de muestreo de plásticos en transepto seguido por Gómez et al. (2020) en la Bahía de Concepción en Chile. Fuente: Gómez et al. (2020)

Además, Pozo et al. (2020) colectaron residuos particulados de plástico en áreas costeras en el centro de Chile, con el objetivo de evaluar la presencia de contaminantes orgánicos persistentes como el grupo PBDE, PCB y plaguicidas organoclorados, para ello, los fragmentos fueron analizados usando la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier FTIR (Figura 6) para identificar los polímeros o grupos funcionales presentes en los plásticos y cromatografía de gases acoplado a la espectrometría de masas para identificar y cuantificar los contaminantes de interés. El tamaño de gránulos promedio 4,0 cm, con un contenido de 0,1 y 7 para DDT, 10 y 133 ng/g de pellet para Σ PBDE, 3 y 60 133 ng / g de pellet para Σ PCB, concluyendo que estos niveles fueron coincidentes con los reportados en otros lugares del mundo y que su presencia se debía a la capacidad de sorción de estas partículas de resina plástica y del transporte ambiental de los COPs a través de los residuos plásticos hacia los entornos costeros.

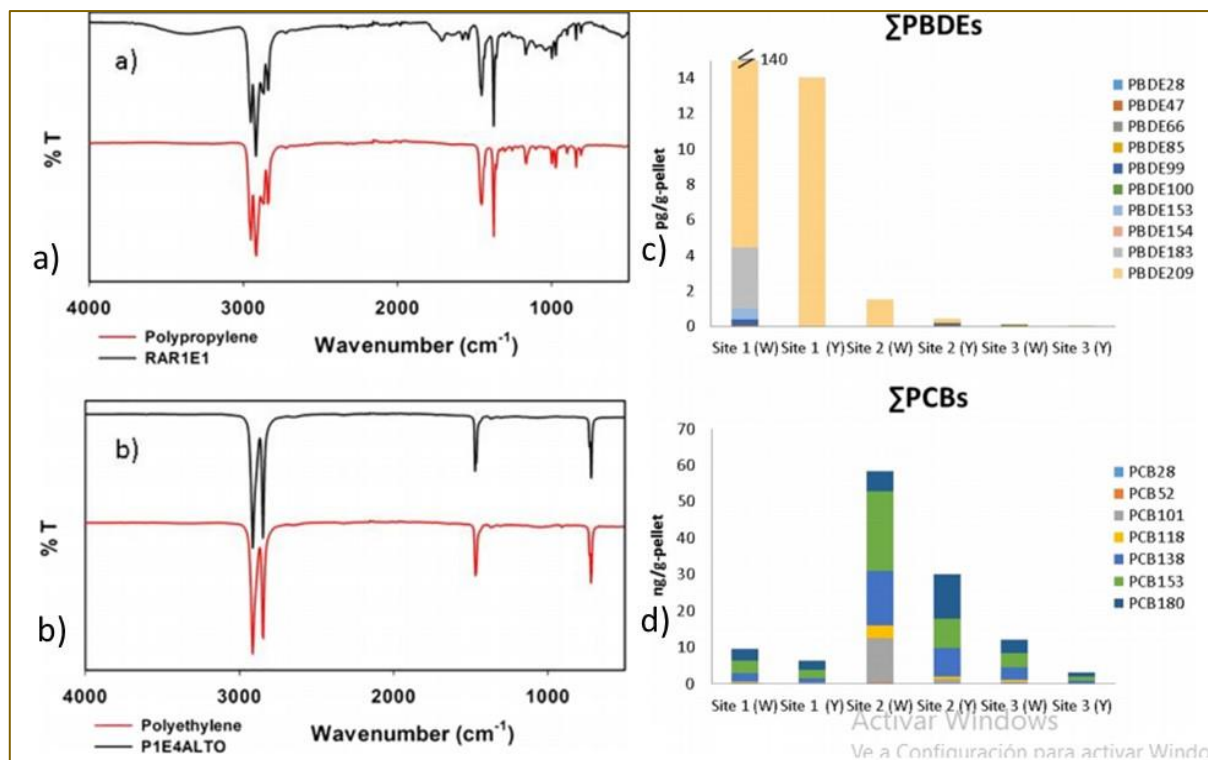


Figura 6. Investigación de microplásticos en s) grupos funcionales analizados mediante FTIR y b) cuantificación de contaminantes orgánicos persistentes medido por cromatografía de gases efectuado por Pozo et al. (2020). Fuente: Pozo et al. (2020).

Contaminantes orgánicos persistentes en los sedimentos marinos. El fondo marino es el último depósito natural de diversas sustancias químicas orgánicas, debido a que estos agentes introducidos en los cuerpos acuáticos, entran en contacto con partículas suspendidas que finalmente se deposita en el fondo incorporándose a los sedimentos. Este proceso de sebe en zonas de baja velocidad de flujo que también se produce en áreas estuarinas. La incorporación de sustancias orgánicas a los sedimentos se asocia cuanto decrece el tamaño de partícula, cuanto más aumenta la materia orgánica (Pintado-Herrera et al., 2017).

Las propiedades físico-químicas del sedimento y su interacción con los contaminantes orgánicos persistentes (COPs), son gobernadas por el carbono orgánico total y el tamaño de las partículas, ya que en su mayoría son compuestos hidrófobos que adsorben en los sedimentos. Estos contaminantes nosolo son

hidrocarburos aromáticos de petróleo (HAP), los plaguicidas orgaboclorados (POC), los PCBs, entre otros (Pintado-Herrera et al., 2017).

Asaoka et al. (2019) investigaron las concentraciones actuales de los compuestos organoclorados en los sedimentos en 15 estaciones del mar interior de Seto, Japón (Figura 7), con el objetivo de determinar los factores que gobiernan los niveles de d4e estos compuestos presentes en los sedimentos superficiales de esta área costera. Reportaron la presencia de isómeros de hexaclorociclohexano, diclorodifeniltricloroetano (DDT) y sus metabolitos e isómeros de clordano con valores <0,002–2,51 ng/g. Concluyeron que los procesos de resuspensión aumentan los niveles de estos compuestos en los sedimentos superficiales liberándolos los que se acumulan en capas inferiores y especularon que los isómeros del clordano en el aire experimentaron en la deposición atmosférica y por ello afectaron los niveles presentes en los sedimentos superficiales.

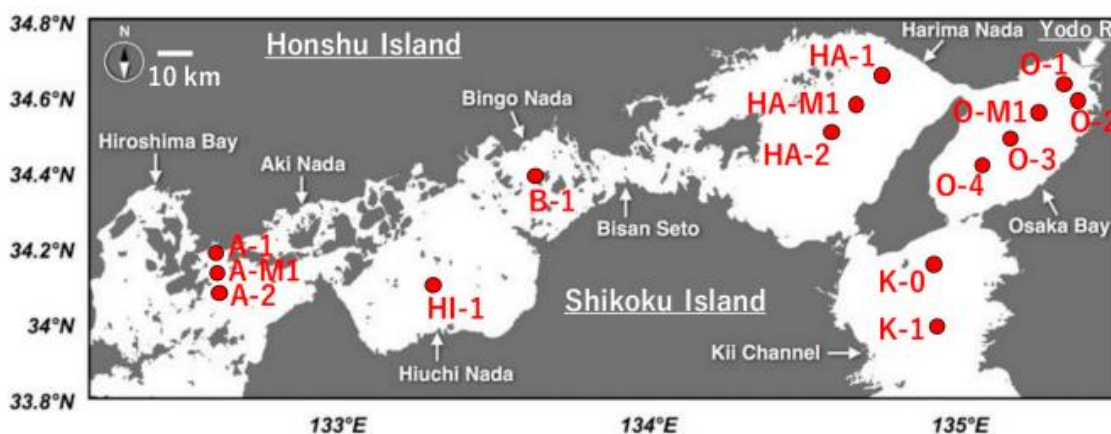


Figura 7. Carta de posiciones desarrollada en el monitoreo de COPs en sedimentos del mar interior de Seto, Japón en 2016 y 2017 a bordo de embarcación Toyoshio Maru de la Universidad de Hiroshima Fuente: Asaoka et al., (2019)

Asaoka, et al. 2020) realizaron un estudio de contaminación en el mar interior de Seto, Japón, por sustancias perfluoroalquilo (PFAS) como el ácido perfluorocarboxílico (PFCA) y los sulfonatos de perfluoroalcano (PFSA) con el objetivo de conocer los niveles de concentración actual. Para ello colectaron sedimentos superficiales, encontraron PFCA, ácido perfluoroundecanoico (PFUnDA), ácido perfluorohexanoico (PFHxA), que se utiliza como alternativa al

ácido perfluorooctanoico (PFOA), en la bahía de Osaka y el canal Kii, ácido perfluorooctanosulfónico (PFOS). Concluyeron una correlación positiva significativa entre las concentraciones de PFCA en el sedimento y las tasas de sedimentación, lo cual señaló que la concentración de PFCA en los sedimentos superficiales del mar se controla por la tasa de sedimentación.

Corsolini et al. (2017), estudiaron especies clave del Mar de Ross pertenecientes al Área Marina Protegida más grande del mundo tales como la *Euphausia superba*, *Pleuragramma antarctica* y sus depredadores como *Dissostichus mawsoni*, *Pygoscelis adeliae*, *Aptenodytes forsteri*, *Catharacta maccormicki*, *Leptonychotes* en el año en 2016 con el objetivo de evaluar las concentraciones COP heredados y los retardadores de llama (éteres de difenilo polibromados, PBDE). Para ello aplicaron la cromatografía de gases y detectaron Σ PBDE (0,19 a 1,35 pg/g de peso húmedo en las especies), Σ DDT en la austromerluza antártica (20 ng/g de peso húmedo) y en la skúa del polo sur (5,911 ng/g de peso húmedo). Concluyeron que no hubo una relación significativa entre el nivel trófico y las concentraciones de COPs, y aunque los niveles fueron bajos, se debe continuar con el monitoreo en esta área marina y red trófica debido a los efectos impredecibles que pueden ocurrir.

Jamieson et al. (2017) identificaron niveles extraordinarios de contaminantes orgánicos persistentes en la fauna endémica de anfípodos de dos de las fosas oceánicas más profundas (> 10,000 m) en crustáceos para evaluar los niveles de contaminantes por compuestos orgánicos persistentes, concluyendo que debido a las regiones cercanas de fuerte industrialización, impactan en la bioacumulación en niveles profundos inaccesibles del océano del mundo.

Vuković, et al. (2018) investigaron los plaguicidas organoclorados y PCBs, en peces marinos del mar Adriático, para venderlo al por menor en Croacia. Su objetivo fue evaluar los niveles contaminantes presentes en alimentos de consumo humano directo, para ello colectaron en dos periodos la sardina, jurel, anchoa y sardinela redonda. Elaboraron mapas autoorganizados y aplicaron el análisis de árbol de decisión, concluyendo que la masa y la longitud del pescado en lugar de la grasa absorben de manera variables el α -HCH, p, p'-DDT, congéneres de PCB (74 y 189)

en las especies colectadas, lo cual resulta útil para diseñar e implementar estrategias de mitigación de la contaminación marina.

Clukey et al (2018) analizaron tejidos de tortugas marinas como las tortugas bobas (*Caretta caretta*), tortugas verdes (*Chelonia mydas*) y tortugas golfina (*Lepidochelys olivacea*), expuestas a los contaminantes orgánicos persistentes y a presas también contaminadas por la ingestión de residuos plásticos cargados de los bifenilos policlorados (PCB), plaguicidas organoclorados y piroretardantes bromados. Los objetivos fueron proporcionar niveles de referencia sobre los COPs acumulados en las tres especies de tortugas marinas pelágicas del Pacífico; y evaluar sus tendencias de contaminación según la especie, sexo, longitud, condición corporal y sitio de captura y sugirieron que las tortugas marinas acumulan la mayoría de los COP a través de sus presas en lugar de los desechos marino.

Adkesson et al. (2018) evaluaron la presencia de bifenilos policlorados (PCB), plaguicidas organoclorados (POC), éter difenílico polibromado (PBDE) en plasma (sangre) de pingüinos de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) del Área Marina Protegida Punta San Juan, Perú, en el invierno austral de 2009. Para ello se usó un equipo de cromatografía de gases acoplada a un espectrómetro de masas con trampa de iones y para la cuantificación correspondiente. Hallaron Σ PCB fue de 25 ng/g, con una mayor tasa de detección de DDT, DDD y/o DDE (10 ng/g), Σ PBDE (3,81 ng/g). Concluyeron que aunque las hembras *S. humboldti* no expuestas a niveles perjudiciales para la salud y reproducción presentaron estos compuestos tóxicos heredados y requieren un monitoreo temporal para protegerlos y al peligro de extinción ante las condiciones antrópicas.

Esposito et al. (2020) analizaron los niveles de metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes (PCB y dioxinas) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) cultivados en las aguas del Golfo de Nápoles y Domitio littoral (Italia) (Figura 8). Para ello, los moluscos se colectaron durante cuatro años (2016-2019) y concluyeron que los niveles muestran que su consumo es seguro pero que la presencia de tales contaminantes se encontraba vinculados a fenómenos estacionales y contaminación de los sedimentos marinos (Ver figura 8, carta de posiciones).

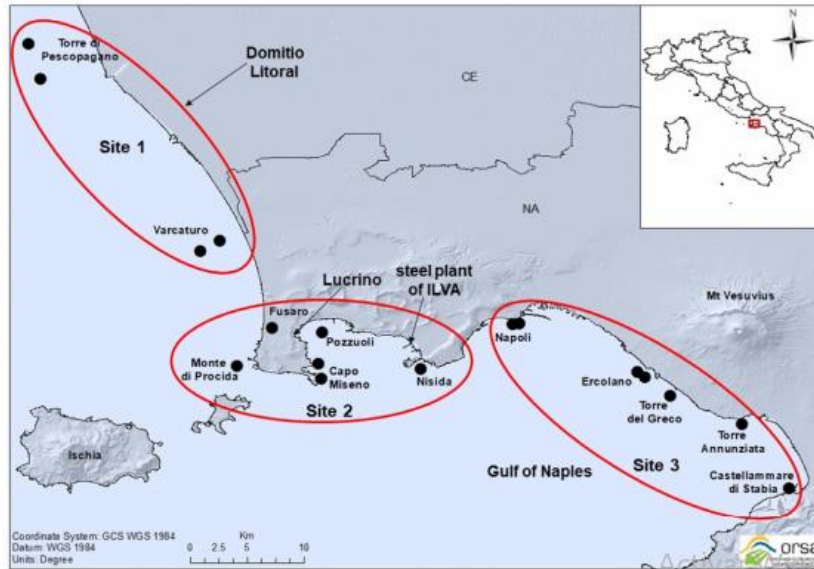


Figura 8. Carta de posiciones de las estaciones de colecta de los bivalvos (mejillones) en el Golfo de Nápoles (Campania, Italia), enero de 2016 a diciembre de 2019. Fuente: Esposito et al. (2020).

Klinčić, et al. (2020) cuantificaron bifenilos policlorados y plaguicidas organoclorados en tejidos del músculo blanco dorsal de atún rojo salvaje en el mar Adriático central para evaluar los niveles de concentración, concluyendo que se produjo una contribución de HCB y Σ HCH poco significativo en sus diversas formas α - y β -HCH, γ -HCH y por el contrario muy predominantes en el caso de p, p'-DDE, y niveles de PCB y DDT comparables a los datos históricos para los atunes en el mar Mediterráneo, reconocida como una de las zonas marinas más contaminadas por los PCBs.

Klinčić et al (2020a) investigaron en el 2015, el contenido de bifenilos policlorados (PCB) y plaguicidas organoclorados (POC) en tres tipos de tejidos de atún rojo (*Thunnus thynnus*) cultivado (músculo, hígado y branquias) con el objetivo de evaluar los niveles y distribución tales contaminantes, para ello fueron capturados 07 especies adultas en una granja de atún localizado en el mar Adriático croata. Las concentraciones halladas siguieron el siguiente orden: hígado > músculo > branquias, mientras que la distribución de contaminantes en los tres tejidos siguió el mismo orden: Σ PCB \gg Σ DDT > Σ HCH ~ HCB. Concluyeron que los niveles de COPs correspondieron a una contaminación moderada de las especies que a su

vez no fueron significativos e inferiores a los límites legales para su consumo, ya que además no observaron efectos citotóxicos de la mezcla contaminante que fueron extraídas de los tejidos del hígado del atún sobre células de neuroblastoma humano.

Alava et al. (2020), estudiaron muestras de piel y grasa del delfín mular que es un cetáceo común de las aguas costeras, esteros y manglares tropicales del Ecuador (El Morro) y debido a su desaparición gradual en el Golfo de Guayaquil, agudizado por los factores antropogénicos que degradan su hábitat con el objetivo de conocer el grado de contaminación por el transporte ambiental de los plaguicidas organoclorados, bifenilos policlorados (PCB), éteres difenílicos polibromados (PBDE), entre otros elementos en estas especies presentes en la costa del Pacífico de América del Sur específicamente en el Morro, en el Refugio de Vida Silvestre (Manglar) del Golfo de Guayaquil, las colectas se realizaron en el año 2018. Los resultados indicaron la presencia de los COPs entre 0,60 y 16,4 mg/kg de peso de lípidos, destacando principalmente el p, p'-DDE de 0,12 a ~ 9,0 mg / kg de peso corporal, concluyeron que debido a la exposición de la especie estas deben ser usadas como centinelas de la salud del medio marino para su monitoreo de la contaminación a nivel regional que orienten los sistemas de gestión ambiental.

Biomonitores. Panseri et al. (2019) cuantificaron los bifenilos policlorados (PCB) y plaguicidas organoclorados (OC) en peces silvestres depredadores pelágicos y bentopelágicos como biomonitores con el objetivo de evaluar los niveles presentes y analizaron los tejidos musculares empleando la extracción simple Acelerada por Solvente (ASE) en línea, la cuantificación se realizó en un cromatografía de gases acoplado a una espectrómetro de masas (GC-MS/MS). Reconocieron en la necesidad de mantener el monitoreo para evaluar los efectos sinérgicos de la mezcla de distintos contaminantes orgánicos persistentes que ejercen el efecto cóctel, para definir niveles de referencia adecuados respecto a la exposición humana acumulada. Weijs et al. (2020) estudio las concentraciones de contaminantes heredados, de difenilo polibromados (MeO-PBDE) acumulados en grasa, hígado, riñón y músculo de delfines mulares del Indo-Pacífico (*Tursiops aduncus*) presentes en estuarios de Australia Meridional desde la década de los 80 hasta el 2014, reportaron valores mayores a los umbrales de toxicidad en algunos

individuos especialmente en los juveniles lo que hace peligrar el desarrollo de generaciones futuras y concluyendo que ante este enfoque de contaminación heredada en *T. aduncus* deben considerarse como biomonitores que alerten de los niveles tóxicos en los mamíferos marinos.

Los PCB son las tortugas marinas COP predominantes de todas las áreas geográficas estudiadas (Nava et al., 2020) que relacionaron 03 especies características (Ver figura 9), lo que demuestra los diversos grados y tipos de contaminación presentes en las diferentes regiones geográficas (Cocci et al., 2018). Las altas concentraciones de PCB están relacionadas con efectos sobre parámetros bioquímicos y hematológicos, posiblemente causando anemia en tortugas marinas (Cocci et al., 2018).

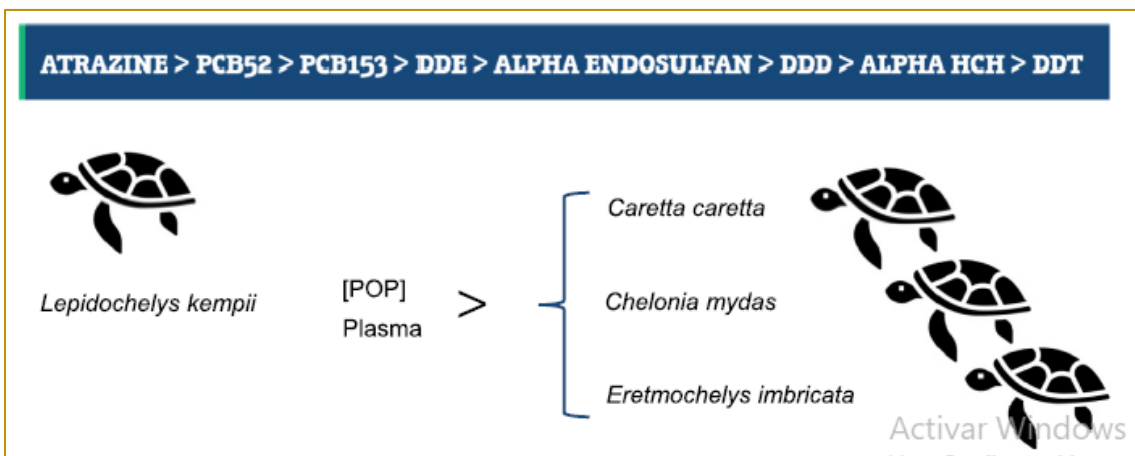


Figura 9. Bioacumulación de COPs por tortugas. Nava et al. (2020)

Debido a la movilidad, longevidad y posición trófica de las tortugas, son vulnerables a la contaminación del océano en todas las etapas de su vida, lo que les permite integrar contaminantes de diferentes áreas (Cortés-Gómez et al., 2017). Como consecuencia, se han utilizado como indicadores del estado de salud del ecosistema marino pelágico (Pasanisi et al., 2016) y para desarrollar estrategias de conservación y programas de protección.

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

3.1.1. Tipo de investigación.

La presente investigación se considera aplicada debido a la búsqueda de la innovación técnica, artesanal e industrial como la propiamente científica (Vargas, 2009). Se pretende compilar los artículos mediante un estudio sistemático de tipo cualitativo, para evaluar los impactos de un problema de contaminación marina por COPs que identifica y cuantifica la presencia de estos contaminantes en la cadena alimenticia y en los sedimentos y agua marina a nivel mundial, (Fernández, Hernández y Baptista. 2014, p. 470).

3.1.2. Diseño de investigación

La siguiente investigación utiliza un diseño narrativo basado en el análisis de los artículos de investigación recopilados en revistas indexadas relacionados con el monitoreo del ambiente marino en distintas regiones del mundo que dan a conocer la distribución de los contaminantes orgánicos persistentes tales como los compuestos organoclorados, los PCBs y sus congéneres, los contaminante emergentes como los poli bromados entre otros que son compuestos declarados por el Convenio de Estocolmo como peligrosos y persistentes, de tal forma que se presenta una visión panorámica de los impactos en las especies marinas y sedimentos marinos y oceánicos que receptionan y acumulan tales contaminantes como consecuencia desmedida de la contaminación mundial y que describe sus tendencias y transporte en el ambiente terrestres hacia el marino como último receptáculo. Hernández, Fernández y Baptista (2014, pp. 487, 488) señalan a los diseños narrativos como procesos e interacciones en base a la experiencia de investigadores mediante la recolección de datos e información de distintas pruebas de cada autor de acuerdo al planteamiento de cada problemática para desarrollar la narrativa del tema.

3.2. Categorías y subcategorías y matriz de categorización apriorística

La tabla 1 presenta la matriz de categorización apriorística basada en los objetivos y problemas específicos de la investigación, además de las categorías y subcategorías.

Tabla 1. Matriz de Categorización Apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categorías	Subcategorías	Referencias
Comparar la metodología empleada en el monitoreo de matrices marinas para cuantificar el estado de contaminación por contaminantes orgánicos persistentes	¿Cuál es la metodología empleada en el monitoreo de matrices marinas para cuantificar el estado de contaminación por contaminantes orgánicos persistentes?	Monitoreo de matrices marinas	Peces, aves, mamíferos, sedimentos, plásticos, colecta	Asaoka et al. (2020), Vuković et al (2018)
Identificar la metodología de pre-tratamiento y de cuantificación de los contaminantes orgánicos persistentes en las matrices marinas	¿Cuál es la metodología de tratamiento para la cuantificación de los contaminantes orgánicos persistentes en las matrices marinas?	Tratamiento	Extracción, limpieza, fraccionamiento, instrumentación	Jamieson et al. (2020), Pozo et al (2020)
Analizar los niveles actuales de los contaminantes orgánicos persistentes acumulados en las matrices marinas	¿Cuáles son los niveles actuales de los contaminantes orgánicos persistentes en las matrices marinas?	Niveles de COPs en matrices marinas	instrumentación, tipos de COPs	Klinčić et al (2020), Pozo et al (2020) Gómez et al. (2020), Asaoka et al

	persistentes acumulados en las matrices marinas?			(2019), Klinčić, et al (2020a)
Identificar las tendencias actuales de los monitoreos y el establecimiento de biomonitores COPs en el medio marino	¿Cuáles son las tendencias actuales de los monitoreos y el establecimiento de biomonitores COPs en el medio marino?	biomonitores marinos	especies	Nava et al (2020) Cocci et al., (2018

Fuente: Elaboración propia.

3.3. Escenario de estudio

No se presenta un escenario definido, debido a que la investigación está basado en una revisión sistemática sobre los niveles de contaminación por compuestos orgánicos persistentes en el medio marino, por lo que se ha organizado los artículos y documentos seleccionados principalmente sobre los niveles de contaminación sobre compuestos organoclorados, PCBs, contaminantes del convenio de Estocolmo en sedimentos, peces, y otros organismos del medio marino.

3.4. Participantes

Esta investigación ha tenido como participantes a los autores y la información se recopiló por los mismos a través de documentos, fundamentalmente de los artículos científicos de la base de datos Scopus, Scielo, y búsqueda en Google Académico.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

La técnica aplicada en esta investigación es la revisión sistemática que permitió efectuar un análisis documental, con este objetivo se registró información de cada documento mediante la descripción del autor, año de publicación, título del artículo, nombre de la revista, y contenido de interés de cada artículo en función de las categorías planteadas y palabra claves. En este contexto se aplicó la técnica de investigación descrita por Bowen (2009, p.27). De igual modo, se efectuó la colecta de datos de dichos artículos que se registraron en hojas Excel creando una base de datos y una ficha técnica conteniendo datos del autor, sus objetivos, métodos, colecta de muestra, tipo de muestra, analito a cuantificar, equipos de cuantificación, periodo de muestreo, lugar y profundidad de muestreo y los resultados logrados.

3.6. Procedimientos

El diagrama de flujo demuestra el procedimiento seguido en esta investigación. De acuerdo a ello, se presentan etapas como: revisión inicial de los artículos, uso de palabras claves, en base a la base de datos Scielo, Scielo. Google académico, bajo los criterios de selección (ver figura 10).

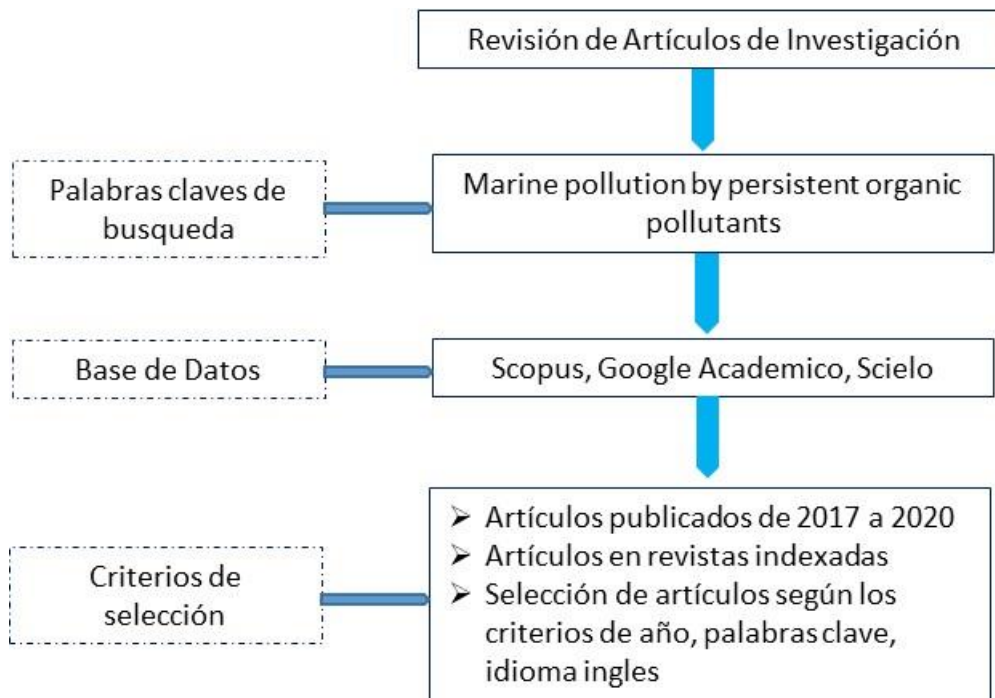


Figura 10. Secuencia de revisión sistemática aplicada en la investigación.

3.7. Rigor científico

Esta investigación ha seguido los criterios de rigor científico en el que se resalta la secuencia lógica aplicada en la organización de como se ha presentado cada sección hasta los resultados discusión y conclusiones del mismo, secuencia lógica, credibilidad, confirmabilidad y transferibilidad. De esta forma se ha colectado toda la información presentada en este documento desarrollada mediante una secuencia lógica, de forma que sea comparable a los resultados obtenidos por otros investigadores.

Según Franklin y Ballau (2005), señalan que, la secuencia lógica es el nivel en que se expresa un sistema de recolección de información y un análisis cualitativo

realizado por los investigadores para lograr resultados cercanos. Es importante destacar que esta investigación cumple con la credibilidad de artículos pertenecientes a revistas indexadas de alto impacto en bases de datos de Scopus y Scielo. Anteriormente, Treharne and Riggs. (2015 p. 58) indicaron que, la credibilidad corresponde a la veracidad de los resultados desarrollados por los investigadores y por los lectores que evalúan tal investigación y sostienen que, la confirmabilidad busca el análisis y la interpretación de los datos que obtienen unos investigadores y que otros puedan continuar y encontrar similitud en sus investigaciones, esta condición se ha cumplido puesto que la confirmabilidad se ha logrado en base a la identificación e interpretación de todos los resultados registrados en este documento, que ponen de manifiesto el estado de contaminación del ambiente marino y los impactos o efectos que se presenta sobre la biota marina dispuesta para promover nuevas investigaciones.

Además según Hernández, Fernández y Baptista (2014, p.458) la transferibilidad como fundamento del rigor científico considera la transmisión de los resultados de la investigación al desarrollo de buenos conocimientos que surgen en las nuevas investigaciones, lo cual responde a los criterios aplicados en este estudio sobre la presencia de los contaminantes orgánicos persistentes, su evolución temporal y espacial en el medio marino por causa de las actividades antropogénicas.

3.8. Método de análisis de información

La información colectada ha sido analizada teniendo en consideración las categorías y subcategorías planteadas que han dado lugar al cumplimiento de objetivos del estudio. Se ha utilizado el método descrito por Cilleros y Gómez (2016, p.2368). En consecuencia se han analizado los tipos de matriz contaminadas como los tejidos de peces de distintas especies y tamaños, así como sedimentos del lecho marino, y material plástico que se deriva al mar y que es portador de los COPs, así como la técnicas de muestreo en cada caso, el pre-tratamiento de las muestras, su cuantificación mediante el uso de instrumentación de alta resolución, el tipo de analitos más frecuentes.

3.9. Aspectos éticos

Los autores declaran que esta investigación ha cumplido con todos los principios éticos que refieren el respeto por las citas que respaldan las autorías de las ideas e investigaciones e imágenes usadas aplicadas en la norma ISO 690; así como las normas institucionales de la Universidad cesar vallejo y la guía de los productos observables RVI NA 021-2019-VI-UCV y sobre las líneas de investigación RCUN 200-2018-UCV sobre las líneas de investigación. Asimismo, este documento ha sido sometido a las pruebas de autenticidad del Programa Turnitin que demuestran que es original.

IV. RESULTADOS Y DISCUSION

OE1: Comparar la metodología empleada en el monitoreo de matrices marinas para cuantificar el estado de contaminación por contaminantes orgánicos persistentes

Como resultado de la revisión se ha elaborado un mapa (Figura 11) donde se muestra las zonas marinas donde se realizaron los monitoreos de las matrices marinas para la determinación de los niveles de COPs en las diversas matrices marinas y de residuos plásticos contenido COPs.



Figura 11. Distribución de áreas de muestreo de matrices marinas evaluadas en esta investigación.

Monitoreo de residuos plásticos. En la tabla 2 se presenta los métodos usados en las distintas colectas de residuos plásticos en las playas del litoral, se aprecia el método usado por Camacho et al (2018) aplicaron una colecta de arena siguiendo la línea de la marea alta, en este caso, el material se recogió usando cuchara metálica y luego fue tamizada con una malla de 1 mm, que retuvo microplásticos y la materia orgánica de más de 1 mm. Este método produjo dos grupos, uno de pellets de resina de preproducción consistente en

microescombros grandes (1 a 5 mm) que conformaron gránulos de plástico de preproducción y el segundo de fragmentos de plástico denominados mesodebridos o mesoplásticos (5– 25 mm). La aplicación de las líneas de marea son usualmente aplicadas, sin embargo Gómez et al. (2020). En este caso su muestreo comprendió el método e los transeptos (figura 5), 03 transeptos de 5 m perpendiculares a la orilla, indicando desde las zonas altas hacia hasta la línea de marea baja formó cuadrantes $9m^2$. En cada cuadrante se colectó arena que fue tamizada en una malla de metal de 1 mm coincidiendo con Camacho et al (2018) y el material retenido se almacenó en papel de aluminio para evitar contaminación cruzada con material orgánico. Estas muestras fueron preservadas a $4^{\circ}C$ como lo hacen otros investigadores (Taniguchi et al., 2016). Una vez separados caracterizó físicamente tales residuos por el color, la forma y el tamaño y luego lo caracterizó químicamente para determinar los COPs. También Pozo et al (2020) muestrearon gránulos de resina plástica en forma de pelletes (> 1 g para cada sitio), aplicando una línea de marea baja hacia la parte superior en forma perpendicular a la orilla haciendo un transepto, en lugar de hacer cuadrantes van levantando solo en el transepto. Una vez levantado cada granulo se midió el diámetro, espesor y color y determinaron los gránulos amarillentos que eran los envejecidos además de almacenarlos para la medición de COPs. Los investigadores coinciden que el material de arena como los residuos plásticos no debe ser manipulados con plásticos o polímeros debido a la contaminación cruzada y más bien los materiales son guardados en y manipulados en aluminio o metales o vidrio.

Metodología para la colecta de sedimentos marino. La tabla 3 muestra los métodos usualmente aplicados en la colecta de sedimentos.

Asaoka et al (2020). El muestreo del sedimento en la forma de núcleo (Ver Figura 12) se llevó a cabo utilizando un muestreador de núcleo no perturbado (11 cm de diámetro, 50 cm de largo) (figura), los núcleos recolectados se cortaron a intervalos de 5 cm a bordo del recipiente. Cada muestra de sedimento recolectada se transfirió inmediatamente a un recipiente de acero inoxidable enjuagado con metanol y se almacenó en un refrigerador a $4^{\circ} C$ antes de ser transferida al laboratorio para analizar PFAS. Asaoka et al (2019). Los núcleos recolectados se cortaron cada 5 cm a bordo del buque. Cada muestra de

sedimento recolectada se transfirió inmediatamente a un recipiente de acero inoxidable enjuagado con metanol y se almacenó en un refrigerador a 4 ° C antes de ser transferida a un laboratorio. El material particulado en 1,5-2,0 L de agua de mar superficial (0-2 m de profundidad) se recogió con filtros de fibra de vidrio para evaluar los COPs.

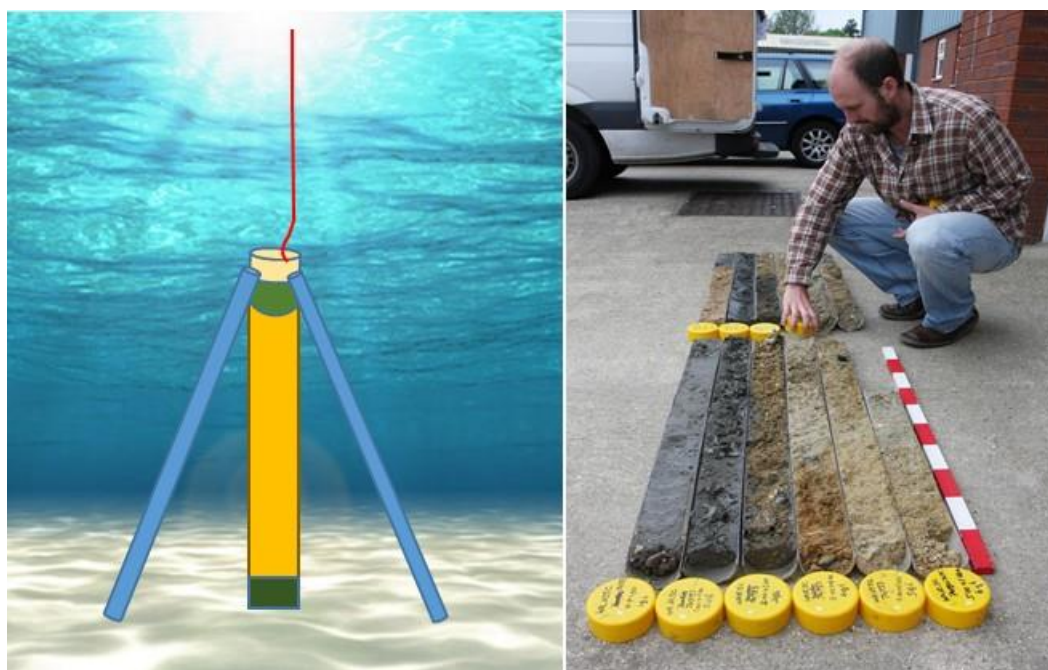


Figura 12. a) Núcleo no perturbador para coleccionar sedimento marino y b) sedimento marino obtenido al recortar lateralmente el núcleo (Fuente: <https://ocean.si.edu/through-time/ancient-seas/sediment-cores>)

Pérez-Fernández, Viñas, Besada (2019). Los sedimentos submareales se recolectaron del buque de investigación empleando una draga de núcleo de caja (Ver figura 13). Los sedimentos de la superficie se recogieron y se colocaron en contenedores de aluminio, se congelaron a bordo y se mantuvieron en ese estado durante el transporte al laboratorio. Una vez allí se liofilizaron, homogeneizaron y se seleccionó la fracción $b2$ mm para su análisis.



Figura 13. Draga Van Veen para colecta de sedimento a) antes de ser lanzado al mar. Fuente: <https://www.q3eo.com/servicios.html> y b) muestras con sedimento

(Fuente: <https://www.indurot.uniovi.es/actividad/proyectosdestacados/water/macrofauna>)

Muestreo de crustáceos, bivalvos, bentos. La tabla 4 presenta un resumen de los aspectos relevantes sobre las colectas en el ámbito marino. De acuerdo a Jamieson et al. (2017) la colecta de anfípodos (crustáceos) *Hirondellea dubia* y *Bathycallisoma schellenbergi*, *Hirondellea gigas* en fosas profundas oceánicas Marianas, se ha desarrollado usando vehículos independientes de caída libre con capacidad de aterrizaje en aguas profundas dotados de trampas unido a trampas de embudos pequeños de 30 cm de largo con unos 6 cm de diámetro con aberturas para el ingreso de las especies de no más de 2.5 de diámetro, las trampas son cebadas para atraer a los crustáceos y así son capturados, considerando que estos no llegan a entrar en contacto con el cebo, luego el vehículo y las trampas con las muestras son recuperadas. En ningún momento las muestras son contactadas con materiales de plástico o sus derivados para evitar cualquier contaminación cruzada considerando que la investigación es la cuantificación de contaminantes orgánicos. Es importante su refrigeración inicial que generalmente en contacto con materiales de vidrio o de metal o laminas metálicas pre-tratadas a 450°C para eliminar cualquier traza orgánica, una vez protegidas las muestras fueron congeladas a -80° C en bolsas de fibra v natural. La tabla 3 presenta los resultados obtenidos respecto al muestreo de crustáceos y bivalvos marinos.

La colecta de krill (*Euphausia superba*) realizada en el Mar de Ross en expediciones Expediciones Antárticas Italianas, se efectuó mediante una Red de Plancton de Hamburgo con una modificación de la red de arrastre a bordo de las embarcaciones R/V Itálica, luego las muestras fueron agrupadas y fueron homogenizadas para su posterior análisis de COPs (Corsolini, et al. 2017)

Respecto a la colecta de bivalvos, existen diferencias en los tamaños por lo que la colecta y preparación previa antes del análisis pueden diferir debido a los tamaños y peso de los individuos, además del lugar si es de presencia natural o si pertenece a granjas de cultivo. Esposito et al. (2020) Colecto mejillones como *M. galloprovincialis* cultivados en granjas marinas costeras en la región de Campania (Italia), en número representativo lo cual evito la variabilidad con cerca de 40 individuos con tamaños regulares entre 4 y 7 cm y con peso de 3 a 5 g, para lo cual se separaron los tejidos blandos y congelados a -20 °C hasta el momento del análisis. En cambio, Rodil et al. (2020) colectó moluscos bivalvos como los Mejillones de balsa (*Mytilus galloprovincialis*), en zonas de producción de las Rías de la costa gallega, se hallaban colocados en cuerdas entre 1 y 10 m de profundidad y además colectaron manualmente otras especies como los Berberechos (*Cerestoderma edulis*) y almejas (*Ruditapes decussatus*), durante las mareas bajas considerando las características ecológicas, lo cual limitó el número de individuos colectados. Una vez obtenidos se retiró la cáscara de tejido blando (30 individuos) y fueron almacenaron a -30 ° C antes de ser liofilizados. Luego de la liofilización, las muestras fueron homogenizadas usando un molino mezclador con bolas de óxido de circonio y se almacenaron a temperatura ambiente hasta su análisis.

Firth et al. (2019) colecto mejillones Imbaza en la bahía de Saldanha pero fueron congelados a -20 ° C durante 24 h, una vez descongelados se registró el peso del mejillón entero y luego descascarados con un corte en los músculos aductores para desconectar el tejido muscular o carne de la cáscara. La metodología comprende además el registro el peso húmedo del tejido muscular, sin embargo a diferencia de Esposito et al (2019) y de Rodil et al. (2020) cuando la especie es muy pequeño es necesario disminuir la variabilidad interindividual de los individuos, por lo que se suelen agrupar varios individuos combinándolos y formando nuevos grupos en calidad de repeticiones por especie que luego se

congelaron a -20 ° C , luego fueron liofilizados obteniendo un polvo homogéneo listo para ser tratado para la cuantificación de COPs.

Muestreo de peces. La tabla Tabla 5 muestra la metodología de muestreo de peces y atún. La tabla 5 muestra los resultados obtenidos en la revisión de colectas de peces según tamaño.

La colecta de peces se hace de manera aleatoria en el mar o estuarios dependiendo del tamaño, libertad o si es cultivado y dependiendo de los fines analíticos. Vuković et al. (2018) informo sobre la colecta aleatoria de 45 muestras de peces que incluyeron 50 especímenes aplicando capturas de cerco con mallas de 8 mm en el este del mar Adriático, de lo cual separaron el filete de cada espécimen para los análisis correspondientes y Rufinna (2016) colectó especies de peces de cola amarilla (*Seriola lalandi*) jurel seleccionados en relación con el tamaño de los peces y el contenido de lípidos., para cuantificar hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y plaguicidas organoclorados (OCP) como diclorodifeniltricloroetano (DDT), endosulfán y bencenohexacloruro (BHC). Se capturaron pececillos plateados antárticos *Pleuragramma antarctica* (austromerluza *Dissostichus mawsoni*) con una variedad de artes de pesca, incluidas redes y palangres verticales, y se extrajeron muestras de tejido muscular de la región dorsal de cada espécimen. Se midieron los datos biométricos: la longitud total y el peso para ser luego almacenados y conservados hasta su análisis (Corsolini, et al. 2017)

Respecto al atún rojo, Panseri et al. (2019) Informó de colectas al azar en el mar Atlántico a lo largo de la zona costera de Francia y España (*Thunnus thynnus*) capturado usando palangre a la deriva, la pesca también incluyó peces bentopelágicos, incluido el besugo (*Pagellus bogaraveo*) capturado mediante la pesca con caña y el pez dentón común (*Dentex dentex*) capturado por trasmallos. El pescado se transportó refrigerado en hielo, se etiquetó, pesó, midió y procesó individualmente en el laboratorio. Sin embargo hay casos en que los tejidos separados y almacenados durante años si están bien conservados se han usado para nuevos análisis, Klinčić, et al (2020) analizaron muestras de atún tojo que pescadores profesionales capturaron en 1996 con redes de cerco en mar abierto del Adriático, tuvieron que determinar la edad de los ejemplares de atún

utilizando las secciones transversales de la primera espina dorsal, se midió la longitud de la horquilla y el peso corporal total de cada individuo y se cortaron muestras representativas de músculos dorsales blancos, de detrás de la cabeza, músculo rojo y de la cola, filamentos branquiales e hígado con equipo de corte prelavado, almacenado en recipientes de plástico limpios. Luego los tejidos extraídos fueron congelados a -20 ° C. Posteriormente las muestras se liofilizaron y homogeneizaron utilizando una bola y un frasco de PTFE y el resto no usado se almacenó en congelamiento hasta su análisis final que en esa oportunidad sería de metales traza y que luego de muchos años el polvo recuperado sirvió para el análisis de los COPs.

Muestro de otras especies. En la tabla 6 se muestran aspectos relevantes sobre el muestreo en mamíferos, aves, anfibios, otros. Alava et al. (2020) conto con un biólogo capacitado y experimentado para la colecta de muestras de grasa de delfines sin captura, desde una embarcación de fibra de vidrio de 7 m de eslora con motor fuera de borda y a 0,75 m por encima de la superficie del agua. Se capturaron 07 individuos en el ecosistema estuarino de manglares del REVISEM de individuos de 2 años de edad o más según el tamaño del delfín y la dependencia materna separados a entre 4 y 6 metros de distancia. Para ello usaron un sistema de ballesta equipado con un visor de punto largo de 30 mm y puntas de corte de acero inoxidable extraíbles y reutilizables (11 mm) de diámetro y tapón que impidió una mayor penetración del dardo para no dañar al individuo además de mantener una limpieza de los dardos con una solución de clorhexidina y luego con agua destilada antes y después de cada disparo. Se separó la piel de la grasa con tijeras esterilizadas y limpias y toda la grasa se utilizó para el análisis de COPs.

En cambio la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los EE. UU. (NOAA) ha recibido cadáveres congelados de 25 tortugas marinas (dos tortugas bobas, seis verdes y diecisiete tortugas golfinas ahogadas por captura incidental durante actividades de pesca de palangre en Hawai y Samoa Americana (figura 14), cuyos tejidos fueron congelados para los posteriores análisis. Se hicieron mediciones biométricas relacionadas con la masa de tortuga (kg) y la longitud recta del caparazón (SCL en cm). Se tomaron muestras de grasa de la región inguinal izquierda utilizando una hoja de bisturí de acero inoxidable lavado con

hexano y unas pinzas y luego se almacenó en frascos de teflón de 15 ml. Las muestras de grasa se enviaron en contenedores de vapor seco de nitrógeno líquido (-150°C) Las muestras se criohomogeneizaron a temperaturas de vapor de nitrógeno líquido y se analizó una submuestra de cada una para detectar COP (Clukey et al. 2018).

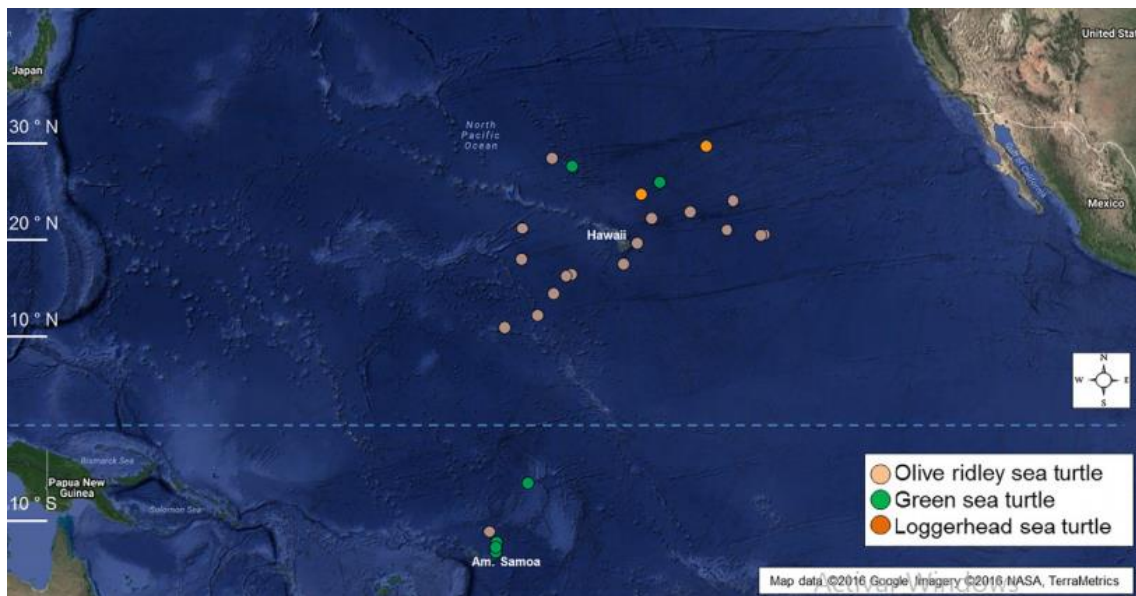


Figura 14. Mapa de distribución de capturas de tortugas pelágicas del Pacífico del estudio de Clukey et al. (2017).

Adkesson et al (2018) informo de la extracción de sangre o plasma de 29 pingüinos adultos que fueron retirados de sus nidos en madrigueras o cuevas marinas dentro del área marina protegida, Ica, Perú. Para esto los huevos y los polluelos se retiraron usando un palo ahuecado para no herirlos y luego se les proporcionó calor adicional mientras se tomaba la muestra de los individuos adultos. Se usó una aguja de calibre 20 para la extracción de hasta 24 ml de sangre desde la vena yugular y colocada en tubos de heparina de litio que fueron refrigerados para su procesamiento. Luego de 6 h el plasma fue centrifugado, colocado en crioviales y congelado a 20°C y luego a -70°C en nitrógeno líquido para su almacenamiento y posterior análisis. También Corsolini, et al 2017 informó sobre la metodología empleada para la colecta de sangre o plasma en aves marinas polares como el pingüino “*Adelia Pygoscelis adeliae*” y el pingüino emperador “*Aptenodytes forsteri*” y skúas polares como la “*Cataracta*

maccormicki", usando una red de mano y una red de tiro especial hecha a mano solo para pingüinos y skúas, con cobertores negros colocados en la cabeza de las aves una vez capturadas para mantenerlas tranquilas y reducir el estrés. La extracción de sangre en pingüinos se efectuó desde la vena braquial, debajo de la superficie ventral de la aleta o de la vena intradigital del pie mientras que las skúas desde la vena intertarsal del pie, aunque solo se extrajo entre 0.2 a 1 mL en skúas antárticas y de 0.2 a 2 mL en pingüinos Adelia y de 0.5 a 4 mL en pingüinos emperador.

Además recogieron cadáveres de dos especímenes de foca de Weddell (*Leptonychotes weddellii*) encontrados muertos y se recolectaron diferentes tejidos (hígado, corazón, 163 intestino, bazo, pulmón, riñón, placenta) y conservaron los tejidos en bolsas o tubos de polietileno para evitar la contaminación y se mantuvieron a -30°C hasta su análisis en el laboratorio (Corsolini, et al 2017). Las tablas 2-7 resumen la metodología y objetivos tomados en cuenta en cada investigación.

Tabla 2. Metodología de muestreo de residuos plásticos

Lugar	Periodo	Objetivo	Matriz	Colecta	Almacenamiento	Referencia
Playas de la Bahía de Concepción en el centro de Chile.	Primavera de 2017 y verano de 2018	Caracterizar los macroplásticos y cuantificar los COPs en el plástico.	Polipropileno	Transectos de 5 m c/u, perpendiculares a la costa sitio más alto de las playas hasta la línea de marea baja. Arena tamizada (1 mm).	Almacenada en papel de aluminio a 4 ° C	Gómez et al. (2020)
Bahía Coliumo (36 ° 31.77'S, 72 ° 57.37'W) (Coliumo y Dichato), Bahía Concepción (36 ° 32'2.44 " S, 72 ° 56'46.86 " W) (Playa Penco, Bellavista y El Morro), Bahía San Vicente (36 ° 43'14.99 " S, 73 ° 7'14.99 " W) (Playa Lengua) y Península de Hualpén (36 ° 41'22 " S, 73 ° 06 ' 09 " W) (playa Desembocadura)	invierno 2018	Caracterizar los pellets de resina plástica en las costas centro de Chile y los COP: PCB, PBDE y plaguicidas organoclorados (POC: DDT, HCH). Determinar la distribución espacial y tendencia temporal de los COPs	Gránulos de resina plástica asociados a la adsorción de COP en la red de vigilancia de gránulos	Gránulos de resina plástica (> 1 g para cada sitio)	-	Pozo et al. (2020)
Playas de las Islas Canarias	2016 - 2017	Monitorear COPs en los desechos plásticos varados (pellets y fragmentos de plástico) de diferentes	Plásticos (pelltes y fragmentos)	Colecta en la línea de la marea alta. Colecta de arena superficial con cuchara de metal, tamizada en malla de 1 mm. Secada a 25 ° C. Muestras pellets y fragmentos: microescombros grandes (1 a 5 mm) o mesoplásticos (5– 25 mm)	-	Camacho et al. (2018)

Tabla 3. Metodología de muestreo de sedimentos superficiales marinos

Lugar	Periodo	Objetivo	Matriz	Profundidad (m)	Colecta	Almacenamiento	Referencia
Mar interior de Seto, Japón	2016-2017	Cuantificar COPs e identificar los factores que afectan las concentraciones en sedimento.	sedimentos	38	Muestreador de núcleos no perturbados (11 cm de diámetro, 50 cm de largo) Núcleos recolectados recortados cada 5 cm. <u>Material particulado suspendido:</u> 1,5-2,0 L de agua de mar superficial (0-2 m de profundidad) Uso de filtros de fibra de vidrio precombustibles (600 ° C, 2 h para filtrar material particulado	Colecta en recipiente de acero inoxidable 4 ° C	Asaoka, et al. (2019)
Mar interior de Seto, Japón	4-08/07 o 14-17/11/2016 y 3-7/07/2017	Cuantificar los PFAS en sedimentos e identificar los factores que pueden afectar los PFAS.	sedimentos	38	muestreador de núcleo no perturbado (11 cm de diámetro, 50 cm de largo: tipo HR; Rigo, Osaka, Japón). núcleos recolectados se cortaron a intervalos de 5 cm a bordo del recipiente	Recipiente de acero inoxidable y almacenamiento a 4 ° C	Asaoka et al. (2020)
Bahía de Santander, costa norte, España (Golfo de Vizcaya).	2012	Evaluar el estado actual de la contaminación por PCB, PAH, PBDE, OCP y el impacto de las actividades antropogénicas en el medio marino	sedimentos submareales	-	Colecta desde buque empleando una draga de núcleo de caja	Contenedores de aluminio, se congelación a bordo	Pérez-Fernández, Viñas, & Besada (2019).
Bahía de Cádiz y Ría de Huelva-España	-	-	sedimentos superficiales	-	-	-	Pintado-Herrera et al., (2017)

Tabla 4. Metodología de muestreo de crustáceos y bivalvos marinos

Lugar	Periodo	Objetivo	Matriz	Colecta	Almacenamiento	Referencia
Fosa Marianas en Nueva Zelanda (Pacífico Sur), y la Fosa de Kermadec	-	Identificar niveles de COPs en la fauna endémica de anfípodos de fosas oceánicas más profundas (> 10,000 metros).	Kermadec: <i>Hirondellea dubia</i> y <i>Bathycallisoma schellenbergi</i> Mariana: <i>Hirondellea gigas</i>	Vehículo de caída libre al lecho marino con lastre durante 8 a 12 h, acoplado a trampas de embudo para capturar anfípodos.	En pacas de vidrio a (4 ° C. Se clasificaron y limpiaron con implementos metálicos y almacenados en lámina de aluminio pre-amortiguada (450 ° C), a -80 ° C en bolsas de fibra natural.	Jamieson, et al(2020)*
Golfo de Nápoles y Bahía Domitio littoral (Italia)	01/2016 a 12/2019	Investigar los niveles HAP y COPs (bifenilos policlorados y dioxinas (PCDD/F y PCB) para evaluar posibles riesgos a consumidores humanos	Mejillones: <i>Mytilus galloprovincialis</i>	40 mejillones/grupo de longitudes: 4-7 cm y peso de 3-5 g. Los tejidos blandos de los mejillones se retiraron de las conchas	-20 °C.	Esposito et al. (2020)
nueve rías gallegas España	febrero, mayo, agosto, noviembre de 2012 y febrero de 2013	Investigar la distribución y perfil de PBDE, COP, PCB, OCP y PAH en muestras de bivalvos	Mejillones: <i>Mytilus galloprovincialis</i> Berberechos: <i>Cerestoderma edulis</i> Almejas: <i>Ruditapes decussatus</i>	Mejillones colocados en la cuerda a 1, 5 y 10 m de profundidad y durante las mareas bajas	-30 ° C antes de ser liofilizados	Rodil et al. (2019)
Bahía del municipio de Saldanha (Sudafrica)	2019	Determinar niveles COPs en mejillones cultivados, a fin de crear datos de referencia y determinar fluctuaciones estacionales en: COPs para evaluar posible toxicidad sobre consumidores humados de productos del mar.	<i>Choromytilus meridionalis</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i>		-20 ° C	Firth et al. (2019)

Tabla 5. Metodología de muestreo de peces y atún

Lugar	Periodo	Objetivo	Matriz	Colecta	Almacenamiento	Referencia
Puerto Elizabeth, Yzerfontein y Bahía Struis		Investigar los perfiles, niveles y fuentes HAP y pesticidas en distintos tamaños y contenido de lípidos en peces.	Peces de cola amarilla: <i>Seriola lalandi</i>			Rufina 2017
Mar Mediterráneo occidental en (Francia y España)	Otoño/invierno y principios de la primavera de 2012/2013	Evaluar las concentraciones de POC y PCB en el músculo esquelético de peces depredadores como centinelas del Mediterráneo occidental	Peces bentopelágicos <i>Dentex dentex</i> <i>Pagellus bogaraveo</i> Peces pelágicos de Scombridae <i>Thunnus thynnus</i>	Captura de Atún rojo del Atlántico (<i>Thunnus thynnus</i>) con palangre a la deriva Captura de Peces bentopelágicos, o el besugo (<i>Pagellus bogaraveo</i>) con caña y dentón común por trasmallos.	Refrigerado en hielo, se pesó, midió y procesó individualmente en el laboratorio.	Panseri et al. (2019)
Mar Adriático, Croacia.	2014-2016	Estudiar la distribución de PCB y POCs.	sardina, jurel y jurel, anchoa y sardinela	50 especies: 45 peces, Captura aleatoria de cerco (tamaño de malla: 8 mm/longitud de barra)	-	Vuković, et al 2018
Mar Adriático croata	2015	Investigar los niveles y patrones de contaminación de los COP, PCB y OCP en atún rojo cultivado.	Tejidos de atún rojo (<i>Thunnus thynnus</i>) cultivado: músculo, hígado y branquias	Captura de siete especies adultas en una granja de atún	-	Klinčić et al (2020a)
Mar central Adriático	1996	Medir la concentración de PCBs y OC en muestras almacenadas desde 1996	Músculo blanco dorsal del atún rojo salvaje	Colecta con redes de cerco. Longitud media= 152 ± 17.3 cm Peso corporal medio = 61,4 ± 13,5 kg	Músculos dorsales blancos, músculos detrás de la cabeza, músculo rojo, músculo de la cola, filamentos branquiales e hígado. Almacenado en recipientes de plástico. Congelado a -20°C	Klinčić, et al (2020)

Tabla 6. Metodología de muestreo en mamíferos, aves, anfibios, otros.

Lugar	Periodo	Objetivo	Matriz	Colecta	Almacenamiento	Referencia
Refugio de Vida Silvestre del Manglar El Morro (REVISEM) Isla Puna, en el Golfo de Guayaquil	05/2018	Caracterizar la exposición del cetáceo delfín a contaminantes ambientales,	la de delfines (<1,5 cm). Longitud del mamífero: 4 a 6 m	Muestra de piel y grasa de individuos de 2 años o más según tamaño y la dependencia materna.	Sistema de ballesta Barnett. Biopsia a	-20°C Alava et al. (2020)
Hawai y Samoa Americana	06/2012 y 12/2013	Proporcionar niveles de contaminación referencial para tres especies de tortugas marinas pelágicas del Pacífico. Evaluar las tendencias de los niveles de contaminantes en relación con la especie, el sexo, la longitud, la condición corporal y el lugar de captura.	Grasa de 25 tortugas marinas pelágicas del Pacífico: tortugas bobas (<i>Caretta caretta</i>), 6 verdes (<i>Chelonia mydas</i>), tortugas golfina (<i>Lepidochelys olivacea</i>)	Tortugas muertas incidentalmente por inmersión forzada.	Muestras de grasa guardadas en frascos de teflón de 15 ml, refrigeradas en vapor seco de nitrógeno líquido (-150 ° C)	Clukey et al (2018)
Área Protegida Marina Punta San Juan, Perú	invierno austral/2009	Evaluaron niveles COPs en pingüinos de Humboldt (<i>Spheniscus humboldti</i>)	Plasma (sangre) de pingüinos de Humboldt (<i>Spheniscus humboldti</i>)	Aguja de calibre 20 para recolectar hasta 24 mL de sangre de la vena yugular	El plasma se separó por centrifugación y se congeló rápidamente a 20 ° C y luego a -70 ° C	Adkesson et al (2018)

Mar de Antártida	Ross	2001 y 2004	Evaluar la concentración de COP en krill antártico (<i>Euphausia superba</i>) y el pez plateado antártico (<i>Pleuragramma antarctica</i>), y en sus depredadores	la <i>Euphausia superba</i> (krill), <i>Pleuragramma antarctica</i> (pez) y sus depredadores : <i>Dissostichus mawsoni</i> (pez), <i>Pygoscelis adeliae</i> (pingüino), <i>Aptenodytes forsteri</i> (pinguinos), <i>Catharacta maccormicki</i> (ave rapaz), <i>Leptonychotes</i> (Foca)	<i>Euphausia superba</i> . Red de Plancton de Hamburgo, Krill, peces con una variedad de artes de pesca, incluidas redes HPN y palangres verticales. Extracción de tejido muscular. Pecesillos plateados antárticos <i>Pleuragramma antarctica</i> . Austromerluza <i>Dissostichus mawsoni</i> , Muestras de sangre de especímenes de pingüino <i>Adelia</i> <i>Pygoscelis adeliae</i> , <i>Aptenodytes forsteri</i> y skúas antárticas <i>Catharacta maccormicki</i> . Captura: Red de mano y red de tiro especial	Colectas en bolsas o tubos de polietileno a -30 ° C	Corsolini, et al 2017
					Tejidos de hígado, corazón, intestino, bazo, pulmón, riñón, placenta de dos especímenes de foca de Weddell (<i>Leptonychotes weddellii</i>).		

OE2: Identificar la metodología de tratamiento y de cuantificación de los contaminantes orgánicos persistentes en las matrices marinas

Plástico. Gran parte de los investigadores primero inician la investigación con la caracterización de los residuos plásticos, e identifican los grupos funcionales presentes en cada muestra para lo cual usó la reflectancia total atenuada desarrollada en equipo de instrumentación de espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (ATR FT-IR) en un rango de 400 a 4000 cm^{-1} , además diferenció los residuos plásticos entre colores blancos que eran los plásticos nuevos y los amarillentos o envejecidos (Pozo et al. 2020, Gómez et al. 2020).

El tratamiento de las muestras de plástico para la determinación de COPs se inicia con la extracción de los COPs a partir de residuos de plástico con hexano en un baño ultrasónico por 15 min y luego concentrada en una atmósfera nitrógenada hasta 1 ml (Tabla 7 metodología de pre-tratamiento y de cuantificación COPs en plásticos degradados en el ambiente marino)

Debido a que el material plástico es la suma de diferentes componentes orgánicos, para eliminar interferencias ante los componentes clorados y bromados, las muestras se sometieron a centrifugación y la fase orgánica fue separada y concentrada con N_2 hasta 1 ml. Luego la limpieza se efectuó con una mezcla orgánica polar de diclorometano (DCM)/hexano (1:1) el cual se usó para eluir el extracto (1 ml) sembrado en una columna rellena de gel de sílice y sulfato de sodio para quitarle además la humedad. Luego las muestras fueron concentradas hasta 100 μl con nitrógeno a 35 °C para ser leídas instrumentalmente (Pozo et al. 2020, Gómez et al. 2020). En cambio, Camacho et al. (2018) efectuó una extracción líquido-sólido con una mezcla de CHX: AE (1: 1) en un baño ultrasónico durante 20 min. y remojados durante 24 h y con dos extracciones en 72 h. El disolvente se filtró a través de 0,45 μm en filtros de disco de jeringa luego se leyeron en un cromatógrafo sin ningún paso adicional de purificación y la cuantificación se logró por separación cromatográfica de gases con un espectrómetro de masas de triple cuadrupolo, considerando los controles de calidad que aseguran la confiabilidad de los resultados se suelen adicionar a este concentrado final subrogados o sustancias estándares patrón de control de la cuantificación. Para la determinación de HAP en las muestras se

puede inyectar antes 50 µl de nonano y hexano como estándares subrogados. La lectura de organoclorados se pueden usar PCB y sus congéneres, plaguicidas organoclorados (POC) incluidos isómeros del DDT (o, p'-DDE, p, p'-DDE, o, p'-DDD, p, p'-DDD, o, p'-DDT y p, p'-DDT), isómeros de HCH (α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH, ε-HCH) , PECB y HCB, PBDE y sus congéneres entre otros también se analizaron en un equipo cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas (GC-MS) donde el espectrómetro de masas (MS) de alta resolución funcionó en modo EI + con una resolución > 10.000 (Gómez et al. 2020). La figura 15 muestra un esquema del proceso clásico en el tratamiento de muestras para cuantificar los COPs

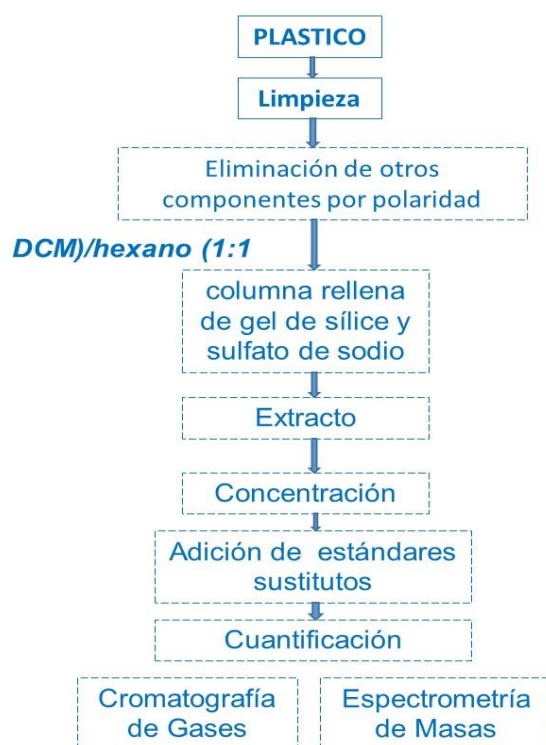


Figura 15. Metodología de tratamiento preliminar de las muestra de plástico para su cuantificación de COPs.

Tabla 7. Metodología de pre-tratamiento y de cuantificación COPs en plásticos degradados en el ambiente marino

Objetivo	Matriz	Pre tratamiento	Equipo	Analitos	Referencia
Caracterizar los macroplásticos Cuantificar los COPs	polipropileno	Extracción en hexano usando baño ultrasónico. Limpieza en Columnas de gel/sílice y secado con sulfato de sodio. Elución con diclorometano/hexano 1: 1.	Cuantificación por cromatografía de gases acoplado a espectrómetro de masas (GC - MS)	Analitos: PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180), POC (isómeros del DDT (o, p'- DDE, p, p'-DDE, o, p'-DDD, p, p'-DDD, o, p'-DDT y p, p'-DDT), isómeros de HCH (α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH, ε-HCH), PECB y HCB, PBDE (28, 47, 66, 85, 99, 100, 153, 154, 183, 209).	Gómez et al. (2020)
Determinar y caracterizar pellets de resina plásticas y su carga química (COP: PCB, PBDE), POC: DDT, HCH). Determinar la distribución espacial y tendencia temporal	Gránulos de resina plástica asociados a la adsorción de COP en la red de vigilancia de gránulos	Extracción. Hexano en baño ultrasónico durante 15 min (3 veces) en medio ácido. Limpieza en columnas de gel de sílice. Elución con diclorometano 40 ml de DCM / hexano 1: 1. Concentración	Identificación de polímero: espectroscopia infrarroja de transformada de Fourier de reflectancia total atenuada (ATR FT-IR) para determinar grupos funcionales (400-4000 cm ⁻¹) Cuantificación de PCBs y POC: Cromatógrafo de gases y espectrometría de masas (GC-MS)	Extracción por solvente: hexano en baño ultrasónico.	Pozo et al. (2020)

<p>Monitorear un amplio conjunto de compuestos químicos en los desechos plásticos varados (pellets y fragmentos de plástico)</p>	<p>Plásticos (pelltes y fragmentos)</p>	<p>Peso: 01 gramo de cada tipo de plástico Extracción líquido-sólido líquido-sólido, líquido-sólido Filtración de sobrenadante</p>	<p>Espectroscopia de infrarrojos por transformada de Fourier (FTIR) COPs: Cromatografía-MS</p>	<p>POC: aldrín, clordano (cis- y transisómeros), dicofol, dieldrín, p, p'-DDT y metabolitos (p, p' DDE yp, p' DDD), o, p' DDT y metabolitos (o, p' DDE yo, p' DDD), endrina, endosulfán (isómeros α y β), sulfato de endosulfán, hexaclorobenceno (HCB), los cuatro isómeros del hexaclorociclohexano (α-, β-, γ-, δ-HCH), mirex y metoxicloro;</p> <p>Bifenilos policlorados (PCB):</p> <p>Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP): acenaftileno acenafteno, antraceno, benzo [a] antraceno, benzo [b] fluoranteno, benzo [k] fluoranteno, benzo [g, h, i] perileno, benzo [a] pireno, criseno, dibenzo [a, h] antraceno, fluoranteno, fluoreno, indeno [1,2,3, -c, d] pireno, naftaleno, fenantreno y pireno, ΣPAHs 35.3 a 17068.7 y ΣBDEs 0 -3923.2</p>	<p>Camacho et al. (2018)</p>
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------

Sedimentos. El tratamiento de sedimentos para su cuantificación de HAP en sedimentos marinos presenta algunas diferencias al tratamiento de organoclorados y se debe a los niveles presentes en el ambiente, generalmente los hidrocarburos derivados del petróleo se suelen encontrar en mayores ordenes de cuantificación. Respecto a la preparación para la determinación de HAP, se suelen pesar 3 g del sedimento liofilizado y de tierra diatomeas en capsulas ASE que puede contener una mezcla de PAH deuterados de control. Generalmente en este proceso clásico incluye la limpieza del extracto con óxido de aluminio y cobre (Pérez-Fernández, Viñas, & Besada, (2019).

El tratamiento de sedimentos para determinar orgaoclorados por los métodos tradicionales incluyen el peso de una alícuota de muestra de sedimento pre pesada extraída en 03 ciclos de acetona en el sistema ASE a 100 ° C y 1500 psi, luego fueron concentradas y se deshidratadas con sulfato de sodio anhidro, este paso se repitió 03 veces, luego cada extracto se cargó en un cartucho y se eluyó con hexano. Una vez concentrados en rotavapor se concentraron usando gas nitrógeno, luego re-disuelto en 0.5L hexano y se añadieron subrogados como parte del control de calidad (Asaoka, et al. 2019), Asaoka et al. 2020)

Para el tratamiento de sedimentos para la determinación de organolorados y de éteres de difenilo polibromados (PBDE) se pesan cerca de 10 g y se extraen en Soxhlet usando como disolventye n-pentano:diclorometano (1,1) por 8 h, luego se elimina los sulfuros presentes con gránulos de cobre y luego se eliminan otros componentes usando cromatografía en columna de alúmina con pentano como eluyente seguida por la separación o fraccionamiento de PCB , POC usando cromatografía en columna de sílice (Pérez-Fernández,Viñas, & Besada, (2019). La tabla 8 muestra un resumen de las condiciones de tratamiento registradas para los sedimentos marino por métodos tradicionales.

La cuantificación de HAP se realiza usando cromatografía de gases acoplada a un espectrómetro de masas (GC-MS) y Las lecturas instrumentales para los OC se efectúa en un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas de alta resolución (Asaoka, et al. 2019, Asaoka et al. 2020). Mientras que los niveles de OC se determinan mediante cromatografía de gases con detector de captura electrónica (GC-ECD) con columnas capilares (50 m, 0,25 mm de d.i. y

película de 0,25 μm) y helio como gas portador. Los éteres de difenilo polibromados (PBDE) se determinaron mediante cromatografía de gases acoplada a un detector selectivo de masas (GC-MS) con ionización química negativa (NCI) utilizando metano como gas reactivo. El aseguramiento de la calidad y el control de calidad se realizó mediante mediciones repetidas, blanco de reactivos y procedimientos de recuperación (Pérez-Fernández, Viñas, & Besada, (2019). La tabla 8 resume la metodología de tratamiento y cuantificación. La tabla 8 muestra los resultados de los métodos aplicados para colecta de las distintas matrices marina.

Tabla 8. Metodología de tratamiento y de cuantificación COPs en sedimentos marinos

Objetivo	Matriz	Pre tratamiento	Equipo	Analitos	Referencia
Determinar las concentraciones actuales de COPs en los sedimentos del mar interior de Seto, e identificar los factores que afectan las concentraciones de COPs de esos sedimentos superficiales.	sedimentos	Sedimento húmedo 10 g + 3 g de partículas de cobre reducido (malla 60-80) Extracción mediante tres ciclos de acetona (< 100 ° C y 1500 psi) Elución: 10 ml de hexano (50 ml)	Cromatógrafo de gases y espectrómetro de masas de alta resolución	Isómeros de hexaclorociclohexano (HCH), diclorodifeniltricloroetano y sus metabolitos (DDT) e isómeros de clordano (CHL)	Asaoka, et al. (2019)
Determinar la concentración de PFAS en sedimentos del interior de Seto Identificar los factores que pueden afectar los PFAS concentraciones de esos sedimentos superficiales	sedimentos	Extracción en ultrasonido: 10 g de sedimentos húmedo + subrogados + metanol. Tiempo: 15 min. Elución en columna Presep PFC-II. Eluato + estandar de control ácido perfluorooctanoico (13C8 PFOA)	LC-MS / MS cuadrupolo en tándem (TQ) MS Acoplado con un Acquity UPLC	PFCA y PFAS	Asaoka et al. (2020)
Evaluar el estado actual de PCB, PAH, PBDE, OCP en sedimentos superficiales	sedimentos submareales	HAP: Extracción de 3 g del sedimento liofilizado + limpieza con tierra de diatomeas en células ASE + subrogados. Limpieza: Óxido de aluminio y cobre OCP y PCBs: Peso 10 g de sedimento. Extracción: Soxhlet en n-pentano: diclorometano (1,1) por 8 h. Limpieza: Cobre (eliminación de compuestos de azufre) Limpieza: Cromatografía en columna (alúmina y pentano como eluyente). Fraccionamiento de PCB, plaguicidas clorados (Cromatografía: sílice).	HAP: cromatografía de gases acoplada a un sistema de espectrometría de masas (GC-MS) que consta de un GC / MS COPs PCB: cromatografía de gases con detector de captura de electrones (GC-ECD)	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), bifenilos policlorados (PCB), plaguicidas organoclorados (OCP), éteres de difenilo polibromados (PBDE)	Pérez-Fernández, Viñas, & Besada (2019).

Moluscos, bivalvos, crustáceos. El tratamiento de tejidos de **moluscos** para determinar **PCB y PBDE** incluye el peso de 1 g de **tejidos** extraídos con diclorometano: isohexano (v/v, 1: 1) a 55 ° C por 02 horas, luego fue filtrado y concentrado con nitrógeno, posteriormente el extracto es limpiado usando la cromatografía de absorción en columna de sílice modificada con ácido (10 g) y lavada con 40 ml de isohexano. Posteriormente se hace una elución con hexano luego el eluato es concentrado en rotaevaporador y nitrógeno (Esposito et al. 2020). De manera similar Jamieson, et al. (2020) determinó **PCB** y sus congéneres (28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180) y **PBDE** y sus congéneres (28, 47, 99, 100, 153, 154 y 183) en **anfípodos** seguida por Jamieson, et al. (2020) aplicó la extracción y limpieza de los tejidos, y usaron blancos de control corridos al mismo tiempo, se cuantificaron por cromatografía de gases acoplado a un espectrometría de masas (GCMS). Parte del control de calidad se desarrolló mediante los porcentajes de recuperación de analitos subrogados entre el 40% y 77% para **PCBs** y entre el 71% y 93% para **PBDEs**, así como la determinación de los límites de detección, mientras que Firth et al. (2019) al analizar **bivalvos**, para determinar **PCB** (congéneres 18, 28, 44, 52, 70, 110, 118, 138, 149, 153 y 180) y para los **POC** uso estándares: cloroneb, hexaclorobenceno, alfa-, beta-, gamma- ey-lindano, heptacloro, acetoclor, aldrina, epóxido de heptacloro, alfa-clordano, trans-nonaclor, endosulfán I y II, sulfato de endosulfán, 4,4-DDT, DDE y DDD, clorobencilato de dieldrina, endrina y permetrina cis y trans) Firth et al. (2019)

La determinación de congéneres de **PCDD/F y PCB** en muestras de **mejillón** se llevó a cabo mediante un método de dilución isotópica, con un procedimiento analítico basado también en la extracción y limpieza de muestras. La diferencia entre ambas se da en el fraccionamiento de extractos, ya que el extracto destinado al análisis de dioxinas y furano (PCDD/F) se eluyo en columna de carbono mientras que los de PCB se eluyeron en columna de alúmina. Luego se concentraron con nitrógeno a sequedad (Esposito et al. 2020).

La determinación **HPA** tales como benzo [a] pireno (BaP), benzo [a] antraceno (BaA), benzo [b] fluoranteno (BbF) y criseno (CHR) se desarrolla pesando 2 g de muestra homogeneizada de **mejillón** la cual es saponificación con KOH etanólico (2 N) y posteriormente sometida a extracción líquida con ciclohexano

y limpieza del extracto con usando cartuchos SPE C18 (Esposito et al. 2020). La cuantificación a diferencia de otros investigadores la ejecuta usando la cromatografía líquida de alta resolución HPLC-FLD y el uso de límite de cuantificación (Esposito et al. 2020). En cambio Firth et al. (2019), para cuantificar estos contaminantes en **mejillones** a las muestras secas y homogeneizadas de mejillones para determinar **HPA** se trataron con el método de análisis QuEChERS, para ello se pesó 01 g de muestra en tubos plásticos QuEChERS con agua Milli-Q agitada por 10 s y luego se agregó acetonitrilo y un estándar interno. Luego la solución conteniendo NaCl y MgSO₄ fue sometida a ultrasonido (30 ml), luego fueron centrifugados finalmente el extracto separación de la capa de acetonitrilo. Esta solución es pasada a una solución de limpieza QuEChERS enriquecida con MgSO₄, agitados y centrifugados y secados. La muestra seca se reconstituyó con tolueno. La cuantificación se efectuó en cromatografía de gases acoplado a un espectrómetro de masas (GC-MS/MS) en un MS de triple cuádruplo. Para elaborar la curva de calibración se efectuó usando naftaleno, acenaftileno, acenafeno, floureno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, criseno, benzo (a) antraceno, benzo (b, k) flourantraceno, benzo (a) pireno, indeno (1, 2,3) pireno, dibenzo (a, h) antraceno y benzo (ghi) perileno] dieultos en una mezcla de metanol:benceno:cloruro de metileno Firth et al. (2019). La tabla 9 resume la metodología de tratamiento y cuantificación.

Tabla 9. Metodología de pre-tratamiento y de cuantificación COPs en crustáceos, bivalvos marinos

Objetivo	Matriz	Pre tratamiento	Equipo	Analitos	Referencia
Identificación de niveles COPs en la fauna endémica de anfípodos de dos de las Fosas Oceánicas más profundas (> 10,000 metros).	FO Kermadec: <i>Hirondellea dubia</i> y <i>Bathycallisoma schellenbergi</i> FO Mariana: <i>Hirondellea gigas</i>	Extracción de 90 mg de muestra con una mezcla 2: 1 de cloroformo: metanol (v/v).	Cromatografía de gases/espectrometría de masas (GCMS). Límites de detección (LOD): PCB's y PBDEs (28, 47, 99 y 100) = 0,02 ng/g. LOD: PBDE 153, 154 y 183 = 0,50 ng/g	PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153 y 180) Siete congéneres de PBDE (28, 47, 99, 100, 153, 154 y 183)	Jamieson, et al. (2020)
Investigar los niveles HAP y COPs (bifenilos policlorados y dioxinas (PCDD / F y PCB similares a dioxinas) para evaluar los posibles riesgos para la salud de los consumidores de productos del mar	Mejillones (<i>Mytilus galloprovincialis</i>)	Determinación de congéneres de PCDD/F y PCB Método de dilución isotópica (Lambiase et al., 2017). Extracción y limpieza. Elución: Columna de carbono y columna de alúmina. Subrogados de PCDD/F y PCB. El análisis de PAH: 2 g de muestra homogeneizada. Saponificación con KOH etanólico 2 N. Extracción: Ciclohexano Limpieza: Cartucho SPE C18 (Esposito et al., 2017).	Medición de PCDD/F y PCB por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas de alta resolución y medición de PAH por cromatografía de HAP se realizaron mediante HPLC-FLD	Dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD), dibenzofuranos policlorados (PCDF), PCBs, PAH	Esposito et al. (2020)
Investigar la distribución y perfil de PBDE, COP, PCB, POC y PAH.	Mejillones de balsa (<i>Mytilus galloprovincialis</i>) Berberechos (<i>Cerestoderma edulis</i>) y almejas (<i>Ruditapes decussatus</i>)	Muestras liofilizadas y homogenizadas (molino mezclador con bolas de óxido de circonio).	-		Rodil et al. (2019)
Determinar los niveles de COPs en los mejillones cultivados de la bahía de Saldanha, (<i>M. galloprovincialis</i> y <i>C. meridionalis</i>), para su uso como referencia en futuros investigadores. Determinar las fluctuaciones estacionales de COPs Asesorar a los consumidores sobre la salud de sus productos del mar.	<i>Choromytilus meridionalis</i> and <i>Mytilus galloprovincialis</i>	Liofilización.	GC-MS / MS; MS de triple cuadrupolo Thermo		Firth et al. (2019)

Peces. También Panseri et al. (2019) trataron **músculos de atún** para determinar plaguicidas organoclorados (**POC**), pesaron y trituraron 300 g de músculo de cada pescado; luego, se homogenizaron 2 g con un peso igual de tierra de diatomeas y sulfato de sodio y se transfirieron a una celda. Se realizó una simple extracción y limpieza en un solo paso en línea (ASE 350), con un solvente acelerado (ASE) en capsulas o celdas incluyendo la adición de estándares internos en isooctano. Así las celdas envueltas de un filtro de celulosa se colocan en la parte inferior y sobre el un retenedor de grasa. La extracción en hexano/acetona (4: 1, v / v). Se realizó a 80 °C y 1500 psi con 03 ciclo/min Las muestras secas se transfirieron a las células ASE. Los extractos se secador en un rotaevaporador a 30 °C. Posteriormente se re-disolvió a 100 µL en isooctano y se cuantificó en un equipo cromatografía de gases acoplado a un espectrómetro de masa CG/MS-MS. Es importante destacar que todos estos métodos mantienen como uno de los aspectos prioritarios el porcentaje de recuperación de los estándares internos usados así, Vuković, et al 2018 analizaron 5 g de **tejidos de pescado** con 2 g of sulfato de sodio disueltos en 40 ml de hexano, para analizar **POC** (HCB: hexaclorobenceno), α -HCH, β HCH, γ -HCH (α -, β -, γ -hexaclorociclohexano), p,p'-DDE, p,p'-DDD and p,p'-DDT). Mientras que los **PCB** fueron analizados en función de los 209 congéneres, y se usaron estándares congéneres relevantes considerados tóxicos en humanos y animales como los mono- y di-ortho también se usaron 06 indicadores PCBs: PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-138, PCB-153 and PCB-180; y los congéneres tóxicos de PCB: PCB-60, PCB-74, PCB-105, PCB-114, PCB-118, PCB-123, PCB-156, PCB-157, PCB-167, PCB-170, and PCB-189. Las lecturas se efectuaron en un equipo de cromatografía de gases con detector de captura electrónica con recuperaciones de los estándares de PCBs en el rango de 59% a 89%, y para los POC entre 59% y 88% (**Vuković, et al 2018**).

Otras especies. Alava et al. (2020) en la medición de **PCBs y POC**, analizo homogeneizado de grasa de **ballena** congelado y filete de **músculo de lenguado** (*Hippoglossus stenolepis*). En el caso de la ballena se cortaron submuestras de 0,1 a 0,5 g de muestras de grasa y siguieron un protocolo similar a los demás homogenizando con Na₂SO₄ en hexano y extraído con DCM mediante un tratamiento acelerado (ASE), el extracto se cambió por hexano se

concentró y se determinó el contenido lipídico por gravimetría. De otro lado se re-disolvió en una mezcla de DCM/hexano 1: 1 (v: v), y luego limpiado para eliminar los lípidos. Este extracto fue purificado mediante alúmina y gel de sílice y la elución de analitos en hexano seguido de una solución polar de DCM/hexano 30/70 (v/v). El extracto cambiado a hexano, y concentrado fue fortificado con PCB 30 y PCB 205 estándares internos. Las lecturas se realizaron en un cromatografía de gases (GC) usando un detector selectivo de masas (MSD) cuádruplo que funciona en modos de ionización electrónica (EI) y ionización química negativa (NCI). La recuperación de PCBs de control oscilo entre $69 \pm 16\%$ mientras que la recuperación de 68 analitos diana adicionados en el músculo de pescado fue $80 \pm 5.9\%$ y $93 \pm 7.6\%$ para muestras duplicadas y con punta de matriz, y para la grasa de delfín fue de $21 \pm 9,0\%$. La tabla 10 resume la metodología de tratamiento y cuantificación.

Tabla 10. Metodología de pre-tratamiento y de cuantificación COPs en peces marinos

Objetivo	Matriz	Pre tratamiento	Equipo	Analitos	Referencia
Evaluar las concentraciones de OC y PCB en el músculo esquelético de especies de peces depredadores como centinelas del Mediterráneo occidental	Peces bentopelágicos (<i>Dentex dentex</i> y <i>Pagellus bogaraveo</i>) Peces pelágicos de Scombridae (<i>Thunnus thynnus</i>)	Peso: 300 g de músculo + tierra de diatomeas y sulfato de sodio en isooctano (con estándares subrogados). Limpieza de grasa: Uso de celdas ASE para retener de grasa. Extracción: Hexano/acetona (4:1, v/ v) y limpieza en un solo paso ('en línea'), secados y redisueltos en isooctano	Análisis de COPs y PCBS por GC / MS-MS. (Análisis GC-MS / MS acoplado espectrómetro de masas de triple cuadrupolo en modo de ionización electrónica y confirmación en un cromatógrafo GC)	PBC (10, 28, 31, 44, 52, 101, 118/, 138, 149, 180, 19), Σ DDT, Σ HCH, Σ endosulfan, Σ heptaclo, endrin, endrin-aldehído, aldrin	Panseri et al. (2019)
Investigar los perfiles, niveles y fuentes de HAP y pesticidas en jurel y su relación entre el tamaño de los peces y contenido de lípidos.	Peces de cola amarilla (<i>Seriola lalandi</i>).	+			Rufina
Estudiar la distribución de PCB y POC en especies de peces capturados por una flota pesquera en el Mar Adriático croata en 2014 y 2016.	sardina, jurel y jurel, anchoa y sardinela	Extracción : 5 g de tejido filete + sulfato de sodio en n-hexano	Cromatografía de gases de alta resolución con detector de captura de electrones	OCP= HCB (hexaclorobenceno), α -HCH, β -HCH, γ -HCH (α -, β -, γ -hexaclorociclohexanos), p, p'-DDE, p, p'-DDD yp, p'-DDT), p, p'-DDT, PCB = PCB-60, PCB-74, PCB-105, PCB-114, PCB-118, PCB-123, PCB-156, PCB-157, PCB-167, PCB-170, y PCB-189.	Vuković, et al 2018

<p>Investigar los niveles y patrones de contaminación de los COP, PCB y OCP más estudiados en el atún rojo cultivado en el mar Adriático.</p>	<p>Tejidos de atún rojo (<i>Thunnus thynnus</i>) cultivado:</p>	<p>Extracción: en frío 5 g de tejido músculo, hígado y branquias + n-hexano. Limpieza con ácido sulfúrico al 96%</p>	<p>Cronógrafo de gases-MS LOD) γ-HCH, DDE, PCB-138, PCB-153, PCB-180 = 0.020 ng g - 1 peso húmedo (ww) Otros = 0.010 ng g - 1 ww</p>	<p>OCP = HCB (hexaclorobenceno), ΣHCH = α-HCH, β-HCH, γ-HCH (α-, β-, γ-hexaclorociclohexanos), ΣDDT s(p, p'-DDT, p, p'-DDD y p, p'-DDE). PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) + 8 dioxinas monoortosustituidas PCB similares (105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189) + dioxinas (NDL) (60, 74, 170), ΣHCH (α-, β-) γ-HCH,</p>	<p>Klinčić et al (2020a)</p>
<p>Medir concentración de PCBs y POC en muestras almacenadas desde 1996</p>	<p>Músculo blanco dorsal del atún rojo salvaje</p>	<p>Muestras de tejido liofilizado Extracción asistida por microondas en n-hexano/acetona = 50:50 (20 mL). Programa de temperatura: 10 min a 115 ° C, 20 min a 115 ° C, 60 min de enfriamiento. Limpieza con 4 ml de ácido sulfúrico al 96%. Fraccionamiento: Cromatografía de adsorción en una columna de sílice multicapa</p>	<p>Cromatografía de gases de alta resolución con detector de captura de electrones (HRGC / ECD).</p>	<p>POC: [hexaclorobenceno (HCB), α-, β-, γ-hexaclorociclohexanos (α-HCH, β-HCH, γ-HCH), 1,1-dicloro-2,2-di (4-clorofenil) etileno (p, p'-DDE), 1,1-dicloro-2,2-di (4-clorofenil) etano (p, p'-DDD) y 1,1,1-tricloro-2, 2-di (4-clorofenil) etano (p, p'-DDT)]</p> <p>PCBs similares a las dioxinas mono-orto sustituidas (números IUPAC: 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189) y otros PCB (74, 170)].</p>	<p>Klinčić, et al (2020)</p>

Otras especies. Corsolini, et al 2017 informo que la preparación de muestras de **peces, aves marinas y focas** fue analizada de manera individual para determinar **COP** y los **PBDE** heredados. Las muestras fueron homogenizadas cada una con sulfato de sodio y fueron enriquecidas con estándares internos de PCB y mezcla de pesticidas clorados, **PCDD, PBDE**. En general las muestras fueron extraídas con Soxhlet y los extractos evaporados en rotavapor. Los lípidos se pesaron. También se limpiaron todos los extractos mediante columnas de fraccionamiento con gel de sílice multicapa. Luego fueron concentradas para el análisis de PCB y PBDE y otra alícuota se limpió en una columna rellena con carbón impregnado de gel de sílice y luego concentrada para el análisis de **PCB, PCDD y PCDF** no ortopédicos. Los PCB y los pesticidas se analizaron utilizando una cromatografía de gases de alta resolución equipado con un detector de captura de electrones de ^{63}Ni (HRGC-ECD). Las recuperaciones de congéneres de PCB, HCB y p, p'-DDE I 90 y el 109%. Análisis instrumentales de PCDD, PCDF, PCB no ortopédicos Se detectaron y cuantificaron siete congéneres de PCDD, diez congéneres de PCDF y cuatro congéneres de PCB (PCB-77, -81, -126, -169) utilizando un GC / MS (ion detector de trampas) en modo MS / MS Corsolini, et al 2017.

Se pesaron 3 g de **plasma de pingüinos** para medir **PBDE** y **PCB** y se mezcló con metanol por 10 min y luego de extrajeron con hexano-diclorometano-acetona (1:1:0,6), se centrifugaron, se agruparon las fases orgánicas y el extracto paso por un proceso de limpieza en columna con gel de sílice (método 3630C de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, USEPA 1996a). Las fracciones de gel de sílice obtenida se concentraron para su lectura. La medición de PCB y OCP se efectuó bajo el Método 8270C de la USEPA (USEPA 1996b), se cuantificó en un cromatografo de gases acoplado a un espectrómetro de masas con trampa de iones. El análisis de PBDE se efectuó usando un cromatografo de gases acoplado a un espectrometría de masas de alta resolución (GC-HRMS) según el método USEPA 1614 (USEPA 2003), modificado por el uso de solo dos sustitutos, un PBDE pentabromado y un PBDE decabrominado (Adkesson et al. 2018).

Respecto a la **grasa de tortuga** para medir la acumulación de **PCB, PBDE** y **POC**, se pesó 1 g de grasa con sulfato de sodio, y se transfirió a celdas de extracción

de fluidos presurizados (PFE) junto con soluciones internas con congéneres de PCB marcados con ^{13}C (28, 52, 77, 126, 169, 118, 153, 180, 194, 206), 6-F-PBDE 47, PBDE 104 (4'-F-PBDE 160, 4'-FPBDE 208, PBDE), plaguicidas (hexaclorobenceno (HCB), trans clordano, trans nonachlor, oxiclordano, 4,4'-DDE, 4,4'-DDD, 4,4'-DDT), metiltriclosán y hexabromociclododecanos (HBCD). La extracción se realizó usando diclorometano (DCM) y se separó una fracción para medir el contenido de total orgánico total extraíble (TEO) ,los extractos fueron sometidos a cromatografía de exclusión por tamaño (SEC) con DCM en una columna y fraccionados en columnas de sílice acidificada, así se obtuvo la fracción 1 y la fracción 2 obtenidos con disolvente isooctano y metanol, respectivamente, una vez concentrados F1 se inyectó en un espectrómetro de masas acoplado a un cromatógrafo de gases (GC/MS) para el grupo HBCD, y el grupo F2 en un espectrómetro de masas en tándem de cromatógrafo de líquidos (LC/MS/ S) (Clukey et al (2018). La tabla 11 resume la metodología de tratamiento y cuantificación.

Tabla 11 Metodología de pre-tratamiento y de cuantificación COPs en mamíferos, anfibios, aves, y otras especies marinos

Objetivo	Matriz	Tratamiento	Equipo	Analitos	Referencia
Caracterizar la exposición a contaminantes ambientales, lo que representa la primera evaluación de contaminación química en una pequeña especie de cetáceo. en la costa del Pacífico de América del Sur.	Muestra de piel y grasa de delfines (<1,5 cm). Longitud del mamífero: 4 a 6 m	Submuestras de 0,1-0,5 g de muestras de grasa + Na ₂ SO ₄ , + solución de subrogado. Extracción: DCM en sistema de extracción acelerada por solvente (ASE) Limpieza de lípidos: DCM/hexano 1:1 (v:v) en columna (40 g de SX-3 Bio Beads). Elución: Columna de alúmina y gel de sílice, con hexano, DCM/hexano 30/70 (v: v).	Cromatógrafo de gases (GC) acoplado a un detector selectivo de masas (MSD) cuadrupolo en modo de ionización electrónica (EI) y ionización química negativa (NCI)	PCBs, COPs	Alava et al. (2020)
Proporcionar niveles de contaminación de referencia de tres especies de tortugas marinas pelágicas del Pacífico; y 2) evaluar las tendencias de los niveles de contaminantes en relación con la especie, el sexo, la longitud, la condición corporal y el lugar de captura.	grasa de 25 tortugas marinas pelágicas del Pacífico [2 tortugas bobas (<i>Caretta caretta</i>), 6 verdes (<i>Chelonia mydas</i>) y 17 tortugas golfinas (<i>Lepidochelys olivacea</i>)]	Las muestras de grasa. 1 g de grasa+ sulfato de sodio, y solución estándar interna. Extracción en PFE con diclorometano (DCM) Limpieza por cromatografía de exclusión por tamaño (SEC). Fraccionamiento con columnas de sílice acidificada.	COPs y PCBs cromatógrafo de gases (GC / MS) - espectrómetro de masas para compuestos HBCD, se midieron en un espectrómetro de masas en tándem de cromatógrafo de líquidos (LC / MS / MS).	81 bifenilos policlorados (PCB), 20 plaguicidas organoclorados y 35 pirorretardantes bromados	Clukey et al (2018)
Evaluar contaminantes orgánicos persistentes en pingüinos de Humboldt (<i>Spheniscus humboldti</i>) del Área Marina Protegida de Punta San Juan, Perú	Plasma (sangre) de pingüinos de Humboldt (<i>Spheniscus humboldti</i>)	Se pesó 3 g de plasma de cada animal + metanol. Extracción con hexano-diclorometano-acetona (1: 1: 0,6). Limpieza en gel de sílice para su fraccionamiento.	cromatografía de gases acoplada a un espectrómetro de masas con trampa de iones	31 congéneres de bifenilos policlorados (PCB) y 11 plaguicidas organoclorados	Adkesson et al (2018)
Evaluar la concentración de COP en dos especies clave el krill antártico (<i>Euphausia superba</i>) y el pez plateado antártico (<i>Pleuragramma antarctica</i>), y en sus depredadores	<i>Euphausia superba</i> (krill), <i>Pleuragramma antarctica</i> (pez) y sus depredadores : <i>Dissostichus mawsoni</i> (pez), <i>Pygoscelis adeliae</i> (pingüino), <i>Aptenodytes forsteri</i> (pinguinos), <i>Catharacta maccormicki</i> (ave rapaz), <i>Leptonychotes</i> (Foca)	Todas las muestras de peces, aves marinas y focas se analizaron individualmente. Se combinaron las muestras de krill: se homogeneizaron muestras completas de cada uno de los sitios de muestreo y se utilizó una alícuota para los análisis de residuos.	cromatografía de gases	éteres de difenilo polibromados, PBDE PCB, HCB, DDT, PBDE HCH, dieldrín, Eldrin, PCB no ortopédicos, PCDD, PCDF	Corsolini, et al 2017

OE3: Analizar los niveles actuales de los contaminantes orgánicos persistentes acumulados en las matrices marinas y residuos plásticos

Plásticos. Gómez et al. (2020) demostró la presencia residuos plástico en 06 playas turísticas, de la costa central del Biobío en Chile mostro un mayor concentración de plásticos en el verano con promedio de 2.9 ± 1.0 granos/m² asociado a la actividad turística de la región, registraron tamaños de 2.5 a 10 cm y <2.5 cm (mesoplástico), con mayor abundancia de fragmentos blancos, polipropileno (38%) > polietileno (10%) > PVC (10%) > PS (9%) > nailon (8%) > poliéster (4%) > PET (2%). Predominaron los resultado indicaron un predominancia de PBDE (BDE209) > PCB (PCB153) > DDT (pp'-DDE). Los contaminantes presente fueron los retardadores de llama (PBDE). Los $\Sigma 10$ PBDE presentaron un máximo de 392 a 3177 ng/g (promedio: 1222 ± 1174 ng/g) en el verano de 2018 con dominio del BDE209 (99% de la composición total de PBDE). La sumatoria de PCB ($\Sigma 7$ PCB) fue baja con mayor valor (1 y 93 ng/g, promedio: 25 ± 36 ng/g) en la primavera de 2017, predominando los PCB de alto peso molecular influenciado por una elevada actividad industrial de la región. Respecto al DDT variaron de 1 a 111 ng/g (promedio: 28 ± 47 ng/g) siendo el p, p'-DDT el isómero más predominante (> 50%) > pp'-DDE (26%), mientras que la relación DDT/(DDE + DDD) > 1 sugirió una nueva aplicación de DDT debido a existencias antiguas de DDT o tal vez al uso de otras mezclas plaguicidas como la dicofol (con impurezas de DDT, uso agrícolas, mientras que los HCH (α - y γ -) en los macroplásticos variaron de 1 a 23 ng/g (promedio: 5 ± 10 ng/g). Pozo et al. (2020) reporto gránulos de resina plástica en 7 áreas costeras del centro de Chile con diámetro promedio entre 4.0 ± 0.6 cm con una distribución de colores del blanco (32%) a amarilleo (68%) y siendo el polietileno de alta densidad (99%) el predominante, el investigador demostró concentraciones de $\Sigma 10$ PBDE entre 10-133 ng/g-pellet > $\Sigma 7$ PCB (3- 60 ng/g-pellet) > DDT (0.1 y 7 ng/g-pellet), destacaron la capacidad de sorción de los gránulos de resina plástica y el transporte de estos contaminantes desde la zona industrial a los entornos costeros.

Cuando se evaluaron los microplásticos varados (gránulos y fragmentos) las playas de las Islas Canarias (España), Camacho et al. (2018) registraron concentraciones altas de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) máximos (52.1–17023.6 ng/g) > bifenilo policlorado (PCB) (0.9 a 2285.8 ng/g) > plaguicidas organoclorados (OCP) (0.4 a 13488.7 ng/g) > suma de filtros ultravioleta (filtros UV) (0 – 37740.3 ng/g) gránulos, la suma de éteres de difenilo bromados (BDE) 0,06–3923,9 ng / g para fragmentos combinados) > retardantes de llama organofosforados (OPFR: 22.6 – 7013.9 ng/g), concluyeron en la importancia de los desechos plásticos sobre la adsorción de una amplia gama de estos contaminantes en el mar además informaron el patrón regional europeo de contaminación química mediante plásticos indica que la adsorción de estos contaminantes se produce en aguas costeras con influencia de las actividades industriales y turísticas (ver Figura 16). La tabla 12 resume los resultados reportados.

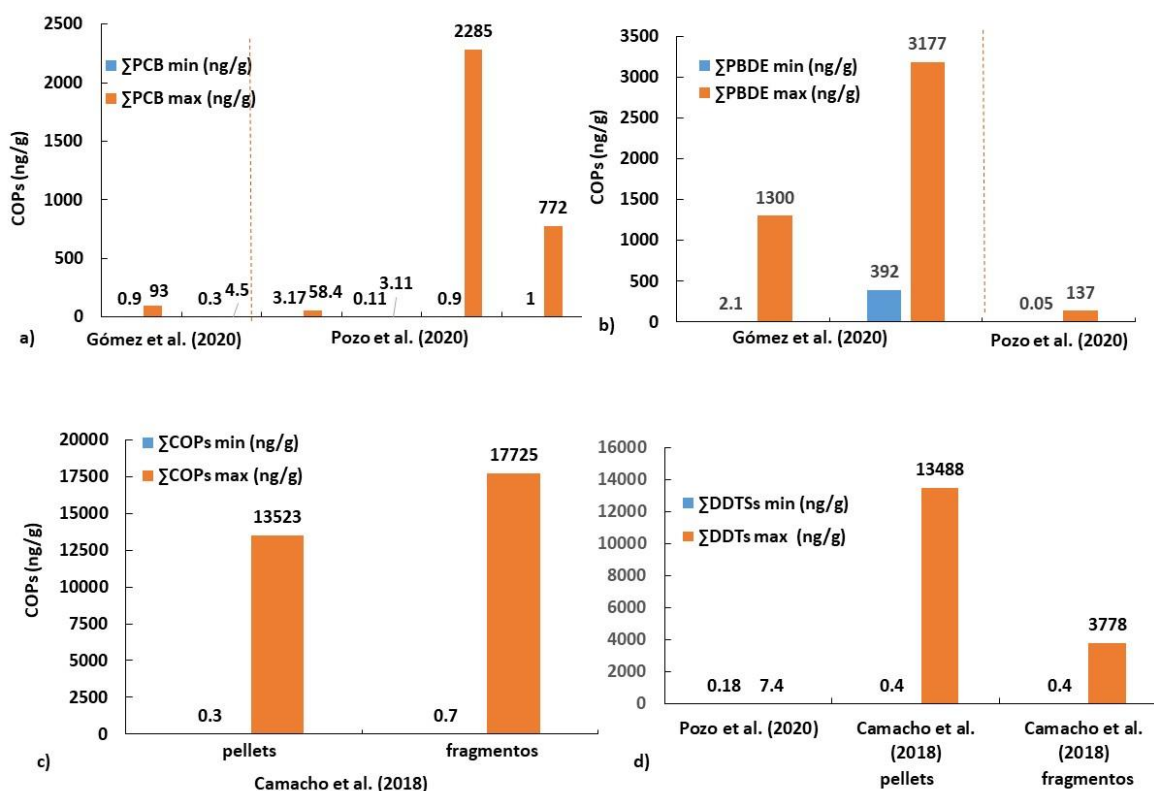


Figura 16. Niveles de concentración de los COPs en residuos plásticos en el mar: a) ΣPCBs, b) ΣPBDEs c) ΣCOPs y d) ΣSSTs

Tabla 12. Niveles COPs en desechos plásticos

Lugar	Periodo	Matriz	Almacenamiento	Niveles	Referencia
Playas de la Bahía de Concepción en el centro de Chile.	Primavera de 2017 y el verano de 2018	polipropileno	En papel de aluminio a 4 ° C	$\sum 10\text{PBDE} = 2,1 \text{ a } 1300 \text{ ng / g}$ (Primavera 2017) $\sum 10\text{PBDE} = 392 \text{ a } 3177 \text{ ng / g}$ (verano de 2018). 7 PCB = 0,9 a 93 ng / g (Primavera de 2017) 7 PCB = 0,3 a 4,5 ng / g (verano 2018)	Gómez et al. (2020)
Bahía Coliumo (36 ° 31.77'S, 72 ° 57.37'W) (Coliumo y Dichato), Bahía Concepción (36 ° 32'2.44 " S, 72 ° 56'46.86 " W) (Playa Penco, Bellavista y El Morro), Bahía San Vicente (36 ° 43'14.99 " S, 73 ° 7'14.99 " W) (Playa Lengua) y Península de Hualpén (36 ° 41'22 " S, 73 ° 06 ' 09 " W) (playa Desembocadura)	Invierno 2018	Gránulos de resina plástica asociados a la adsorción de COP en la red de vigilancia de gránulos	-	$\sum 10\text{PBDEs}$ (0.05 -137 $\sum 7\text{PCBs}$ (3.17-58.4) $\sum \text{DDTs}$ (0.18-7.40) PECB (0.11-3.11) HCB (0.63-4.37)	Pozo et al. (2020)
playas de las Islas Canarias	2016 - 2017	Plásticos (pelltes y fragmentos)	-	Rango Pelletes. $\sum \text{PCBs}$ 0.9 a 2285 ng/g de pellets Rango Fragmento. $\sum \text{PCBs}$ 1 a 772 ng/g de pellets, Pelletes. $\sum \text{COPs} = 0.3 \text{ a } 13523 \text{ ng/g}$ Fragmentos. $\sum \text{COPs} = 0.7 \text{ a } 17725 \text{ ng/g}$ $\sum \text{DDTs} = 0.4 \text{ a } 13488$ Fragmentos. $\sum \text{DDTs} = 0.4 \text{ a } 3778 \text{ ng/g}$	Camacho et al. (2018)

Sedimento. Pérez-Fernández, B., Viñas, L., & Besada, V. (2019) informó resultados obtenidos en los sedimentos de la bahía de Santander (norte de España), indicando la influencia de la zona industrial y ríos que desembocan en la bahía además de la población, por lo que podría haber algunos impactos biológicos potenciales en el medio marino debido a la presencia de los HAP (principalmente BghiP), PCB (principalmente el congénere CB118) además de los metales, aunque los valores hallados (figura y tabla) de los POC y PBDE estuvieron debajo de las directrices existentes y no fueron significativos para generar problemas ambientales. La evaluación efectuada por Pintado-Herrera, et al. (2017), respecto a contaminantes, heredados y emergentes, en zonas costeras españolas (Bahía de Cádiz y Ría de Huelva) demostró que los sedimentos superficiales contenían 46 analitos acumulados especialmente en áreas de depósito con elevado contenido de carbono orgánico, siendo los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP: 1098 ng/g), las fragancias (como Octahidrotetrametil acetofenona: 133.5 ng/g), los filtros UV (como el Octocrileno: 72 ng/g) y el nonilfenol (575 ng/g) los de mayor concentración, identificaron que los ingresos se debían a la deposición atmosférica por efectos de combustión, así como las descargas de aguas residuales y las actividades recreativas aunque también demostraron. Sin embargo, el análisis de riesgo ambiental mostro que estos contaminantes heredados presentan un mayor riesgo potencial para los organismos bentónicos. La tabla 13 muestra un resumen de los niveles informados)

Asaoka et al. (2019), también registró estos contaminantes en Asia en el mar interior de Seto (Japón), con presencia de isómeros de hexaclorociclohexano (HCH: <0,002–1,20 ng/g), diclorodifeniltricloroetano y sus metabolitos (DDT: 0,01–2,51 ng/g) e isómeros de clordano (CHL: 0,01– 0,48 ng/g) y señalaron que la resuspensión de los sedimentos aumentó las concentraciones de estos contaminantes en los sedimentos superficiales liberando contaminantes acumulados en capas inferiores, además especularon que la presencia de CHL se debía a la deposición atmosférica y fueron adsorbidos en la materia orgánica refractaria de los sedimentos. Asimismo las sustancias perfluoroalquilo (PFAS) como el ácido perfluorocarboxílico (PFCA) y los sulfonatos de perfluoroalcano (PFSA) como sustancias persistentes, bioacumulativas y tóxicas se registraron

como PFCA fluctuando de 0.05 a 0.67 ng/g y el ácido perfluoroundecanoico (PFUnDA: (0.05-0.24 ng/g) predominó en las estaciones muestreadas), así como el ácido perfluorohexanoico (PFHxA), empleado como alternativa al ácido perfluorooctanoico (PFOA), además la contaminación de PFCA en el sedimento se está desplazando por otro nuevo el PFHxA además de la presencia de ácidos perfluorooctanosulfónicos (PFOS), demostrando que las concentraciones de PFCA en el sedimento se relacionaron con las tasas de sedimentación (Asaoka et al, 2020). La figura muestra los valores máximos COPs registrados (Ver figura 17).

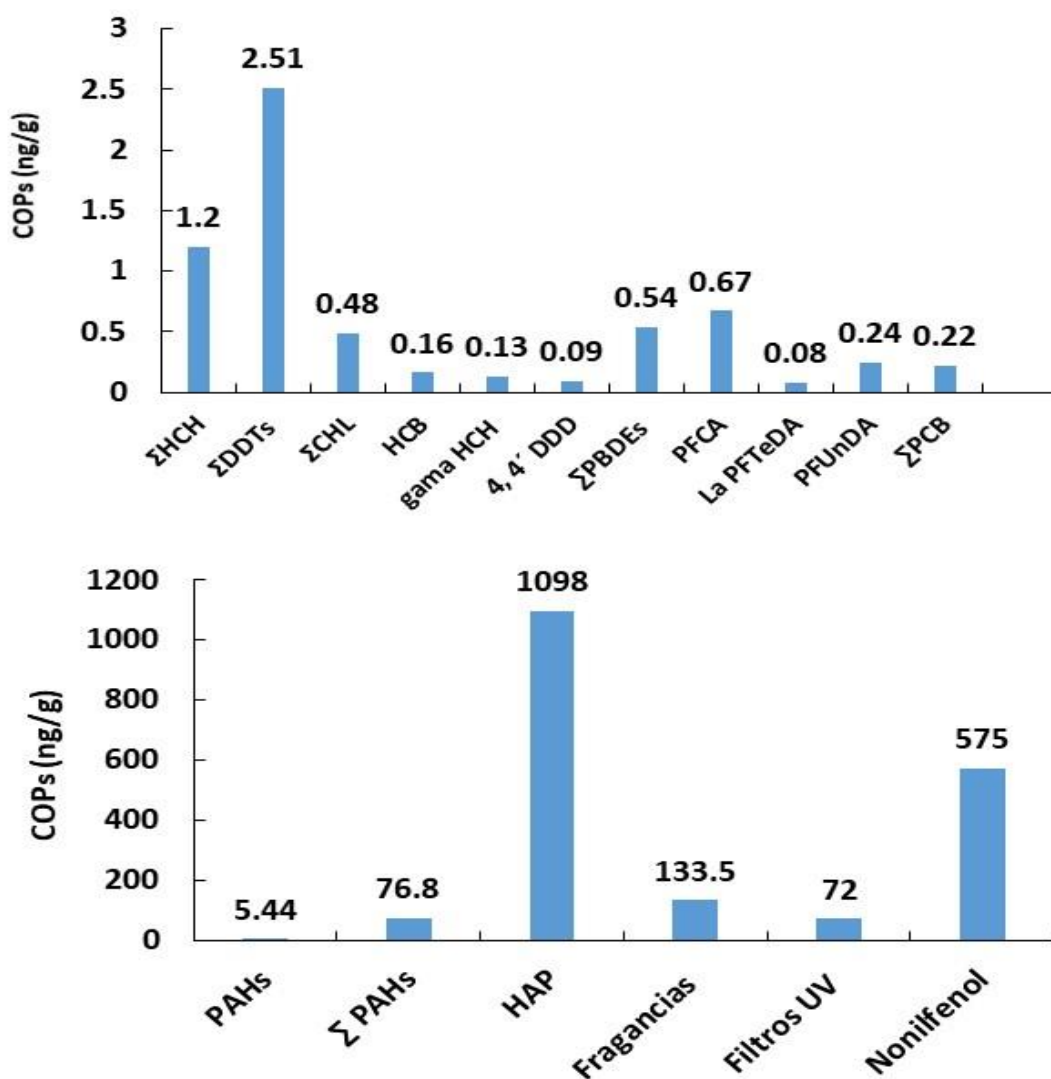


Figura 17. Niveles de concentración de los COPs en sedimentos marinos: a) valores < 5 ng/g Organoclorados y b) > 5 ng/g (HAP y otros)

Tabla 13. Niveles COPs en sedimentos marinos

Lugar	Periodo	Matriz	Niveles	Referencia
mar interior de Seto, Japón	2016-2017	sedimentos	Σ HCH=<0,002–1,20 ng/g Σ DDT y metabolitos= 0,01–2,51 ngg Σ CHL= y 0,01– 0,48 ng/g	Asaoka, et al. (2019)
mar interior de Seto, Japón	4 al 8 de julio o del 14 al 17 de noviembre de 2016 y del 3 al 7 de julio de 2017	sedimentos	PFCA 0.05 a 0.67 ng/g La PFTeDA 0.06 a 0.08 ng/g PFPeA y PFOcDA <0.01 ng/g PFUnDA 0,05 y 0,24 ng/g	Asaoka et al. (2020)
Bahía de Santander, costa norte de España (Golfo de Vizcaya).	2012	sedimentos submareales	PAHs: 0.26-5.44 μ g/kg peso humedo Σ PAHs = 76.8 μ g/kg p.h. Σ PCB: < LD - 0.22 μ g/kg peso húmedo., promedio 1.09 μ g/kg peso húmedo HCB=0.16 peso húmedo, gama HCH = 0.13, 4, 4' DDD=0.09, Σ PBDEs = 0.54 peso humedo	Pérez-Fernández, Viñas, & Besada (2019).
Bahía de Cádiz y Ría de Huelva-España		sedimentos superficiales	HAP=1098 ng/g Fragancias (Octahidrotetrametil acetofenona y otros) = 133,5 ng/g Filtros UV (Octocrileno y otros)=72 ng/g Nonilfenol = 575 ng/g	Pintado-Herrera et al., (2017)

Crustáceos y Mejillones. Jamieson et al (2017) evaluaron crustáceos anfípodos lysianossoides (*Hirondellea dubia* y *Bathycallisoma schellenbergi* y *Hirondellea gigas*) endémicos de fosas oligotróficas marinas de profundidades máximas de 10000 m de las Marianas en el Pacífico norte y el Kermadec más eutrófico en el Pacífico sur. El contenido máximo de Σ PCB7 osciló entre 147.3 y 905 ng/g (promedio: 382.28 ng/g) en peso húmedo, también dominó el PCB 153 (5.03 – 373.63 ng/g de peso húmedo y promedio de 64,45 ng/g), mientras que congéneres PCB 138 y 153 representaron el 65% de la concentración total de PCBs, asimismo la Σ PBDE7 (5.82 a 28.93 ng/g de peso húmedo) seguido de los congéneres PBDE47 y PBDE99 (2.55 a 21.36 ng/g peso húmedo), en general encontraron correlaciones significativas entre estos contaminantes y los pesos secos y lipídicos. Estos resultados mostraron una potente contaminación antropogénica y bioacumulación en la macrofauna dominante que habita grandes profundidades oceánicas, los postulados refieren que los Σ PCB provienen del transporte atmosférico de sedimentos costeros provenientes de las regiones industrializadas y a la basura del Pacífico, los plásticos que se hunden por su degradación transportando los COPs a las profundidades y la acumulación de PCB y PBDE se daría por el transporte oceánico y atmosférico de larga trayectoria y su asociación con materia particulada y caída de carroña que se hunde en la columna de agua. Por esta razón los anfípodos acumularían estos contaminantes, así las diferentes especies las bioacumulan de manera diferente mediante las diferencias fisiológicas, tasas de renovación de lípidos, capacidad metabólica y rendimiento de la ingestión.

El estudio realizado por Esposito et al. (2020) en mejillones (*Mytilus galloprovincialis*) cultivados en las aguas del Golfo de Nápoles y Domitio littoral (Italia) reportaron la suma de dioxinas y furanos (PCDD/F) y PCBs con valores inferiores a las normas europeas, los congéneres PCB 28, 52, 101, 138, 153 y 180 fluctuaron entre 0.30 y 37.3 ng/g peso húmedo y un máximo de 4.55 pg EQT-OMS/g de peso húmedo y fueron inferiores a los límites máximos establecidos por el Reglamento de la Comisión (UE) No 1259/2011 fijados en 3.5 pg/g de equivalente tóxico (EQT-OMS) y para las dioxinas y furanos (PCDD/F) fue 6.5 pg/g en pescado y productos pesqueros, y todas las concentraciones cumplieron los límites legales permitidos. La investigación de Rodil et al. (2019) sobre el

contenido COPs en moluscos bivalvos (mejillón silvestre y cultivado en balsa, *Mytilus galloprovincialis*; berberecho, *Cerestoderma edule*; y almeja, *Ruditapes decussatus*) recolectadas en rías gallegas (España) entre el 2012 y 2013 registraron contenidos de HAP (6.8 a 317 ng/g de peso seco) > PCB (0.47 a 261 ng/g de peso seco) > filtros UV (1.4 a 157 ng/g de peso seco) > PFC (0.53 a 62 ng/g peso húmedo) > POC (0.07 a 29 ng/g peso húmedo) > PBDE (0.31 a 6.6 ng/g peso húmedo) > NFR (0.07 a 3.2 ng/g peso húmedo), especialmente el filtro UV octocrileno presento una concentración elevada (141 ng/g de peso seco) en berberechos y el criseno (promedio: 20 ng/g peso húmedo) y benzo (b) fluoranteno (promedio: 14 ng/g peso húmedo) en los PAH (ver figura 18).

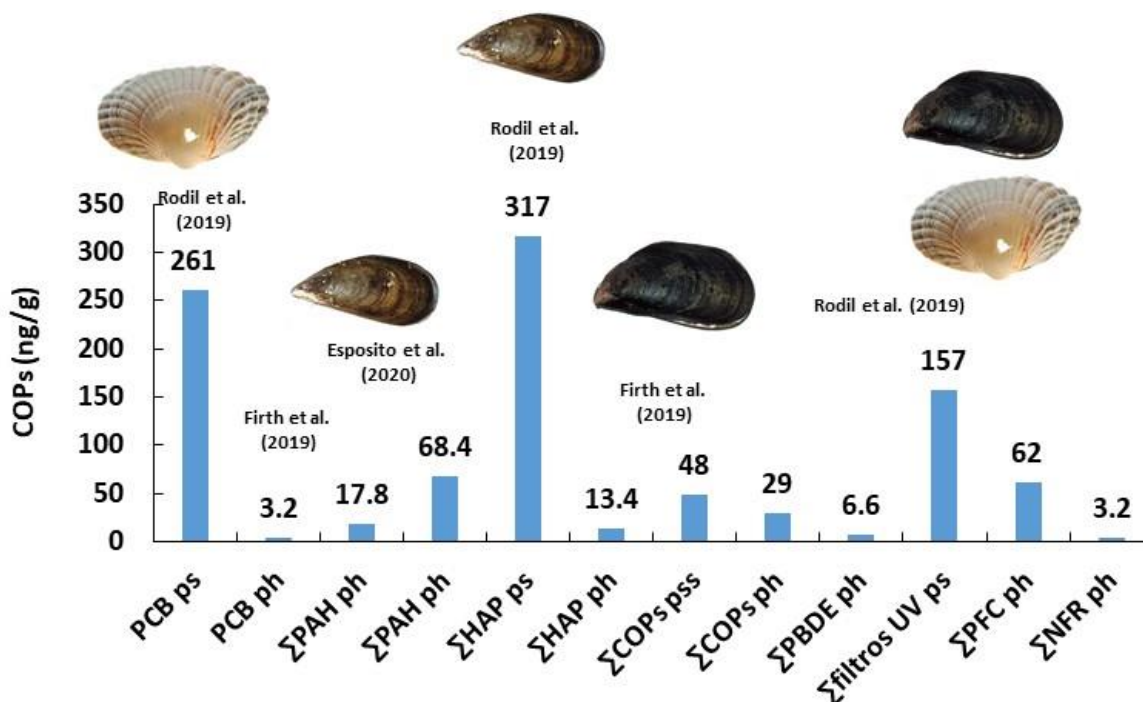


Figura 18. Niveles de concentración de los COPs en moluscos

Firth et al. (2019) evaluaron bivalvos *C. meridionalis* y *M. galloprovincialis* cultivados en la bahía de Saldanhay en Sudafrica y reportaron ordenes de acumulaciones: trans-permetrina > cis-permetrina > dieldrina > clordano > clorobenzilat o> endosulfán > no cloro > DDD con promedios entre 0.7 - 48 ng/g de peso seco, seguidos de los HAP como floureno > pireno > fluoranteno > benzo (a) pireno > benz (a) antraceno con promedios enre 1 – 13.4 ng/g peso húmedo) y de los PCB (180> 149> 28> 110> 153> 52> 18> 44> 118> 138; con promedios entre 0.3 y 3.2 ng/g peso húmedo) , sin embargo estos valores fueron inferiores a los límites máximos de las regulaciones internacionales (Ver tabla 14).

Tabla 14. Niveles COPs en anfípodos, bivalvos marinos

Lugar	Periodo	Matriz	Niveles	Referencia
Fosa de las Marianas (Nueva Zelanda- Pacífico Sur), subyace a las aguas superficiales oligotróficas del Pacífico Norte, y la Fosa de Kermadec	-	Kermadec: <i>Hirondellea dubia</i> y <i>Bathycallisoma schellenbergi</i> Mariana: <i>Hirondellea gigas</i>	Σ PCB7 (147.3 y 905 ng/g; promedio: 382.28 ng/g) en peso húmedo Σ PBDE7 (5.82 a 28.93 ng/g de peso húmedo)	Jamieson, et al(2020)
Golfo de Napoles y Domitio littoral (Italy)	01/2016 a 12/2019	Mejillones (<i>Mytilus galloprovincialis</i>)	PCDDs/PCDFs de 0.12 a 0.38 pg WHO-TEQ/gramo de peso húmedo. PCBs de 0.14 a 0.38 pg WHO-TEQ/gramo de peso húmedo. PAH: < 0.2 a 17.8 μ g / kg de peso humedo Σ PAH : 0 – 68.4 μ g / kg de peso húmedo	Esposito et al. (2020)
Rías Gallegas España	febrero, mayo, agosto, noviembre de 2012 y febrero de 2013	Mejillones de balsa (<i>Mytilus galloprovincialis</i>) Berberechos (<i>Cerestoderma edulis</i>) y almejas (<i>Ruditapes decussatus</i>)	HAP= 6,8 a 317 ng/g de peso seco PCB = 0,47 a 261 ng/g de peso seco filtros UV = 1,4 a 157 ng/g de peso seco PFC = 0.53-62 ng/g ps), OCP= 0.07-29 ng/g ps) PBDE = 0.31-6.6 ng/g dw NFR= 0.07-3.2 ng/g dw	Rodil et al. (2019)
Bahía del municipio de Saldanha Bay (Sudáfrica)	2019	<i>Choromytilus meridionalis</i> y <i>Mytilus galloprovincialis</i>	OCP promedio: trans-permetrina> cis-permetrina> dieldrina> clordano> clorobenzilato> endosulfán> no cloro> DDD = 0,7 - 48 ng / g de peso seco HAP promedio: floureno> pireno> fluoranteno> benzo (a) pireno> benz (a) antraceno = 1 - 13,4 ng / g peso húmedo PCB promedio = 180> 149> 28> 110> 153> 52> 18> 44> 118> 138; promedio: 0.3 - 3.2 ng / g peso húmedo).	Firth et al. (2019)

Peces. Vuković, et al 2018 investigaron OCP y PCB, en peces marinos (sardina, jurel y jurel, anchoa y sardinela) del mar Adriático en Croacia , los resultados señalaron valores de COPs de 0.02 a 2.32 ng/g y para POC de 0.02 a 3.29 ng/g de pesos húmedos, destaco el DDE y entre los congéneres PCB-153, PCB-138 y PCB-180 fueron más abundantes y p, p'-DDE, PCB-153, PCB-138 y PCB-180 en niveles más altos debido a su estructura molecular, como la rigidez de la molécula y el número de halógenos adheridos, y en consecuencia, la persistencia y la mitad más larga.

Panseri et al. (2019) evacuó el músculo esquelético de Sparidae (*Dentex dentex* y *Pagellus bogaraveo*) y peces pelágicos pertenecientes a la familia Scombridae (*Thunnus thynnus*), especies seleccionadas de peces depredadores de diferentes ubicaciones de campo y evaluar el uso potencial de estos peces como centinelas del Mediterráneo occidental, con un peso máximo promedio de 37.45 kg para el atún con Σ PCB (8.79 ng/g), Σ DDT (1.10 - 2.65 ng/g), Σ HCH (1.98-8.12 ng/g), Σ endosulfán (8.65 - 28.22 ng/g), Σ heptacloro (4.33 a 16.77 ng/g), endrin (2.21 a 4.48 ng/g), endrin aldehído (50.12 a 77.21 ng/g), aldrin (78.42 a 98.77 ng/g). La figura 19 muestra los hallazgos de POC en peces. Las concentraciones de suma DDT, suma HCH y endrina se correlacionaron con todas las concentraciones de PCB (ver figura 20), se encontraron diferencias significativas entre las especies de peces para todos los POC y todos los PCBs excepto el PCB 31 y 101, los OC fueron más altos en el atún. La figura 21 muestra los niveles de concentración de los POCs en peces, la figura los niveles Σ PCBs y la figura los niveles de Σ HPA en peces.

Rufina et al. (2017) se evaluaron especies de peces de cola amarilla (*Seriola lalandi*) en Bahía de Sudáfrica. con niveles de HAP con máximos valores de 533,95 ng/g de peso húmedo , siendo el benzo (a) pireno (biomarcador de HAP) con valores mayores al límite recomendado por la UE (2 ng/g), el DDT presento un valor máximo fue 11.14 ng/g, se observó una correlación positiva con el contenido de lípidos (0,65; p <0,01) y con los Σ PAHs (0,83; p <0,01), concluyeron que la fuente de ingreso de los HAPs seria las petrogénicas y pirogénicas.

Klinčić, et al. (2020) evaluó tejidos guardados de músculo blanco dorsal del atún rojo salvaje del Adriático central, registrando los PCB predominantes (60,8–69,4%) entre todos los contaminantes presente y de p, p'-DDE dominando dentro de los POC (60-89%), mientras que la evaluación en tres tipos de tejidos de atún rojo (*Thunnus thynnus*) cultivado tales como músculo, hígado y branquias presentaron niveles en el orden de hígado> músculo> branquias y de contenidos en orden de: Σ PCB \gg Σ DDT> Σ HCH ~ HCB. Reflejando una contaminación moderada del atún de piscifactoría aunque inferiores a los límites establecidos por las leyes vigentes (Klinčić et al. 2020a). La Tabla 15 muestra un resumen de los valores registrado.

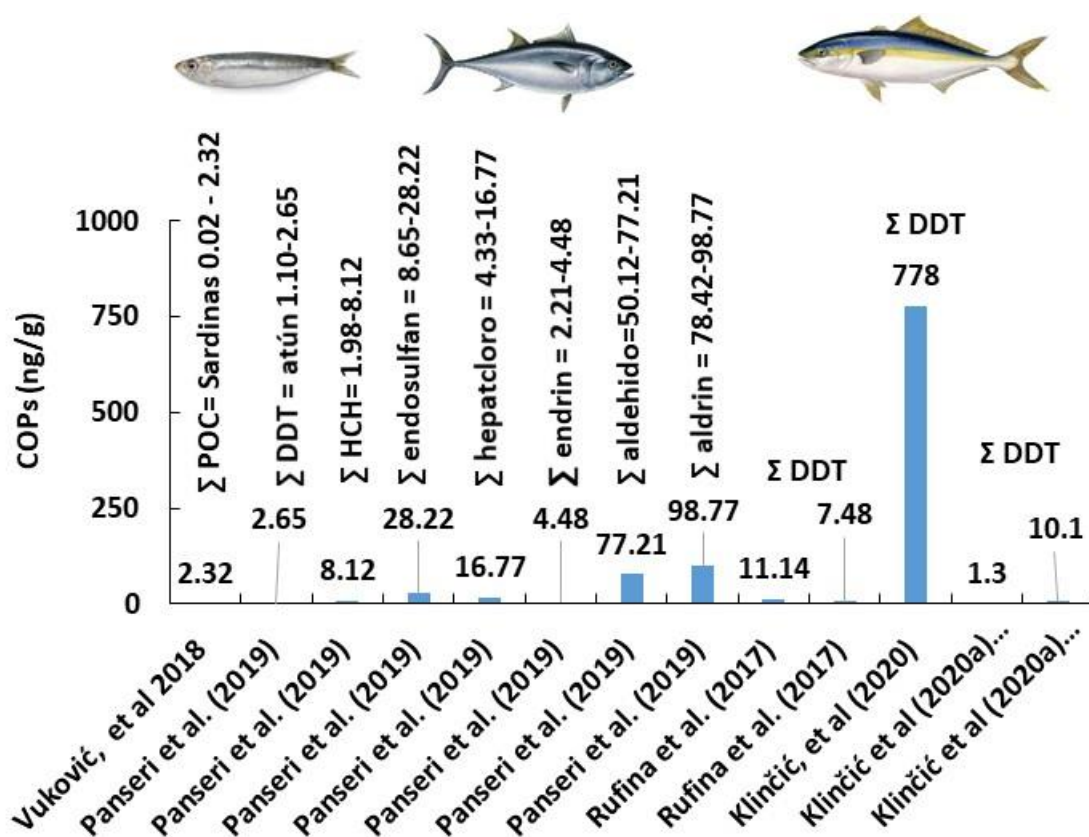


Figura 19. Niveles de concentración de los POCs en peces (ng/g)

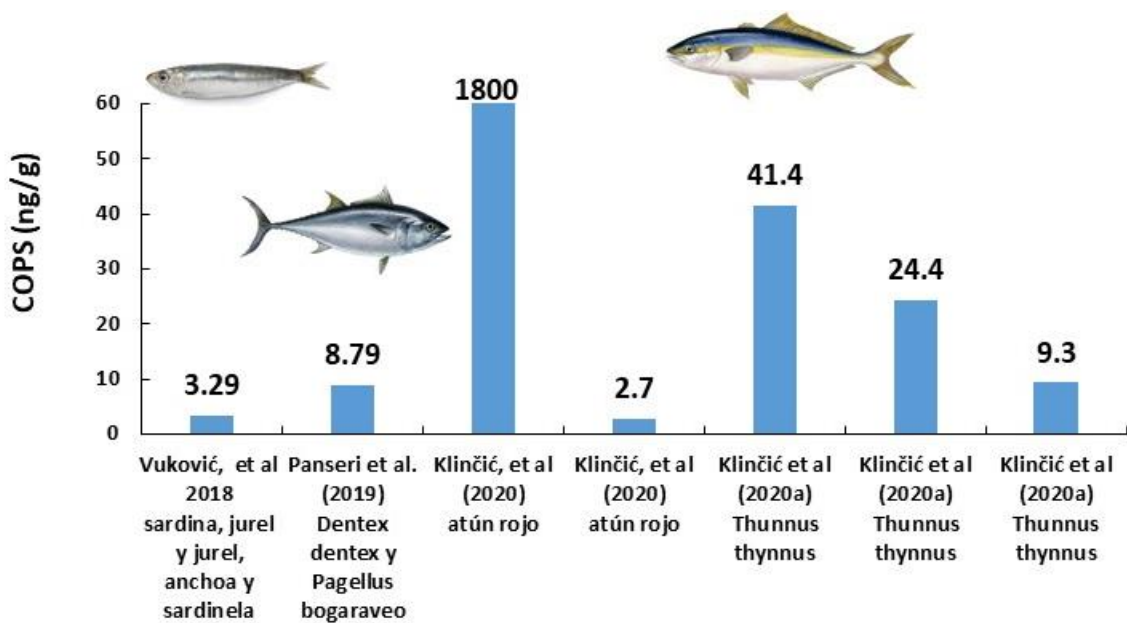


Figura 20. Niveles de concentración de los Σ PCBs en peces

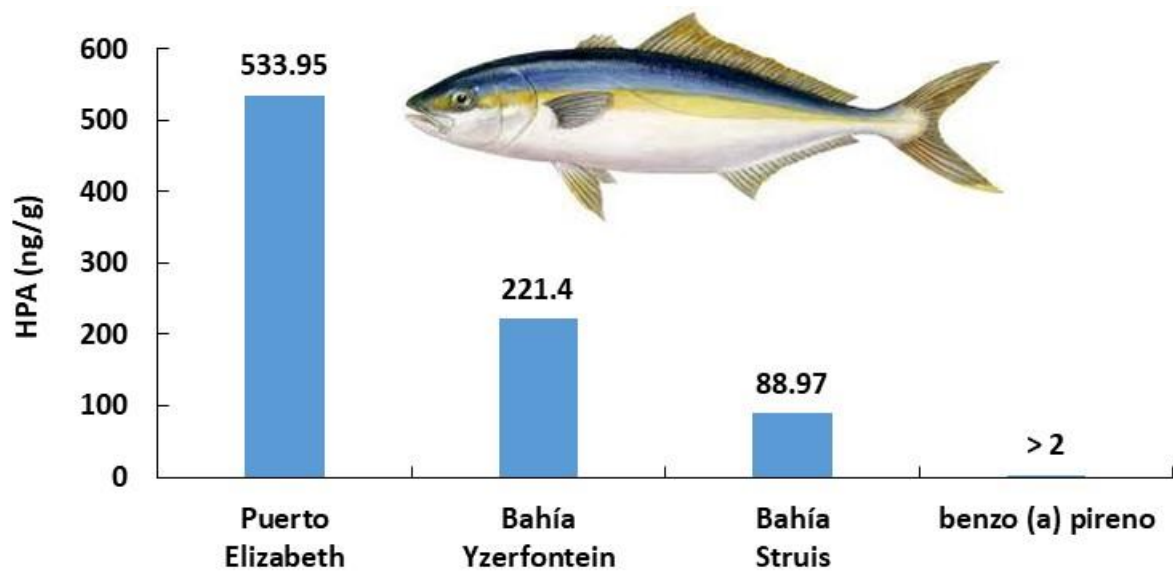


Figura 21. Niveles de concentración de los Σ HPA en peces. Rufina et al. (2017)

Tabla 15. Niveles COPs en peces marinos

Lugar	Periodo	Matriz	Niveles	Referencia
Mar Adriático, Croacia.	2014-2016	sardina, jurel y jurel, anchoa y sardinela	OC= Sardinias 0.02 y 2.32 ng/g PCB= 0.02 y 3.29 ng/g de pesos húmedos	Vuković, et al 2018
Mar Mediterráneo occidental en costas de Francia y España	otoño / invierno y principios de la primavera de 2012/201	Peces bentopelágicos (<i>Dentex dentex</i> y <i>Pagellus bogaraveo</i>) Peces pelágicos de Scombridae (<i>Thunnus thynnus</i>)	Σ PCB = 8.79, rango: 0.01 – 2.93. Σ DDT = 1.10-2.65, Σ HCH= 1.98-8.12, Σ endosulfan = 8.65-28.22, Σ Hepatcloro = 4.33-16.77, endrin = 2.21-4.48, endrin aldehido=50.12-77.21, aldrin = 78.42-98.77.	Panseri et al. (2019)
Puerto Elizabeth, Bahías Yzerfontein y Struis		Peces de cola amarilla (<i>Seriola lalandi</i>).	Puerto Elizabeth: PAH = 533,95 μ g/kg de peso húmedo Yzerfontein Bahía PAH = 221,40 μ g/kg de peso húmedo Struis Bahía PAH = 88,97 μ g/kg de peso húmedo Yzerfontein Bahía DDT = 11,14 μ g / kg Port Elizabeth Bahía DDT= 7,48 μ g / kg benzo (a) pireno > 2 μ g / kg	Rufina et al. (2017)
Mr Adriático central	1996	Músculo blanco dorsal del atún rojo salvaje	Σ PCB = 545 y 1800 ng/g de lípido (equivalente al 60, 8 al 72, 5% de la carga total de organoclorados. Σ DDT (347-778 ng/g lh) equivalente a 26,7 al 38,6% de la carga total de CO HCB y Σ HCH < LOD para α - y β -HCH al 1,5% para γ -HCH Σ PCB / Σ DDT: 1.6–2.7 PCB> DDTs>>HCB, HCH	Klinčić, et al (2020)
Mar Adriático croata	2015	Tejidos de atún rojo (<i>Thunnus thynnus</i>) cultivado: músculo, hígado y branquias	Hígado> músculo> branquias Σ PCB >> Σ DDT> Σ HCH ~ HCB Σ PCB fueron 41,4, ng/g de peso corporal en hígado, 24,4 ng/g de peso corporal en músculo y 9,3 ng/g de peso corporal en branquias En el hígado y los tejidos musculares = DDT > 85% del Σ OCP y el 71% en las branquias. p, p'-DDE, p, p'-DDT = 58% del Σ OCP en el hígado y el músculo y el 49% en las branquias. DDT = 1,3 ng/g en las branquias y 10,1 ng/g de peso corporal en el hígado. Σ PCB / Σ DDT > 1	Klinčić et al (2020a)

Mamíferos. Muestras de lípidos del **delfín mular** un cetáceo aguas costeras, esteros y manglares de Ecuador fueron evaluados apropiadamente por Alava et al. (2020), quienes registraron concentraciones de COPs entre 0.60 y 16.4 mg/kg de peso de lípidos (0.12 a 9.0 mg / kg de peso corporal), fue el principal metabolito presente en un (44% de Σ COPs) > PCB 153 (8,0%) y PCB 180 (5.0%). El PBDE 47 representó el 2.0% de la Σ COPs, concluyeron que la baja diversidad genética de esta especie presenta un aislamiento genético y una herencia evolutiva única, la cual podría perderse si la población continúa disminuyendo antes las diversas amenazas antropogénicas que incluye la contaminación química.

Clukey et al. (2018) evaluaron la grasa de **tortugas** marinas del Pacífico; tales como tortugas bobas (*Caretta caretta*), verdes (*Chelonia mydas*) y tortugas golfina (*Lepidochelys olivacea*), de las cuales, la tortuga golfina y la tortuga boba mostraron mayores valores de Σ DDT (diclorodifeniltricloroetano y metabolitos) frente a los Σ PCB, similar a los hallados a la biota reportada en el Mar del Sur de China y el sur de California, Los niveles de COP no se relacionaron con las cantidades de plástico ingerido en las tortugas golfinas, esto sugiere que la fuente COPs es la ingestión de sus presas, además de las tortugas verdes, los Σ PCB se correlacionaron de manera positiva con el número de piezas de plástico ingeridas (ver tabla 16).

Adkesson et al. (2018), evaluaron el plasma en pingüinos de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) del Área Marina Protegida de Punta San Juan, Perú, reportaron PCBs en un 69% del total de COPs siendo los congéneres 105, 118, 180 y 153 los de mayor predominancia, mientras que la Σ PCB fue 25 ng/g. La presencia de DDT, DDD, DDE (máxima 10 ng/g) y representó el 90% de los POC, mientras que PBDE representó el 86% con concentración máxima de Σ PBDE de 3.81 ng/g).

Corsolini, et al. (2017) evaluó organismos de la red trófica del mar de Ross del Área Marina Protegida debido a que organismos polares bioacumulan contaminantes lipofílicos, tales como la *Euphausia superba*, *Pleuragramma antarctica* y sus depredadores como *Dissostichus mawsoni*, *Pygoscelis adeliae*, *Aptenodytes forsteri*, *Catharacta maccormicki*, *Leptonychotes*. Se mostraron

principalmente la presencia de Σ PBDE con un promedio de 0.19 a 1.35 pg/g de peso húmedo en las especies clave (ver figura 22 y 23) y un orden de magnitud dos o dos más alto en los depredadores y son los pingüinos y skúas mostraron mayores valores de BDE. De otro lado la Σ DDT fue mayor en la austromerluza antártica (20 ± 6.73 ng/g de peso húmedo) (ver figura 24) y en la skúa del polo sur (5.911 ± 3.42 ng/g de peso húmedo).

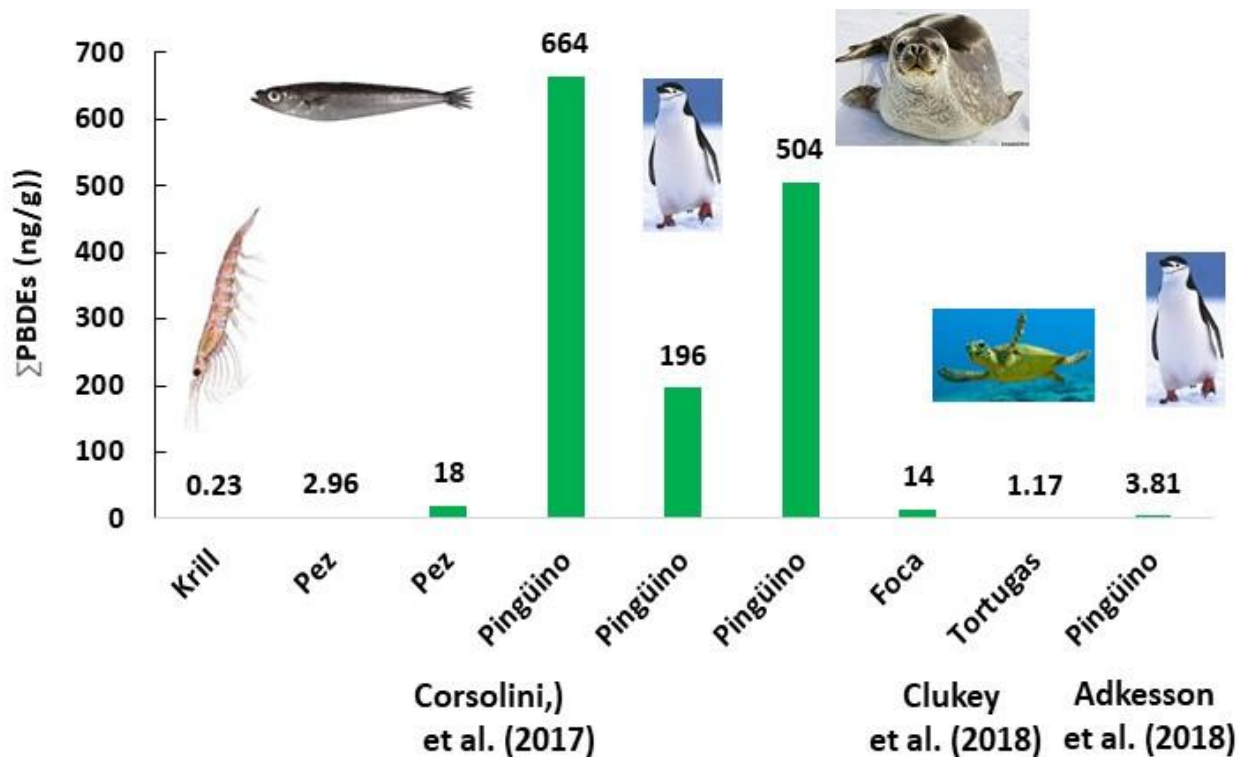


Figura 22. Niveles de concentración de los Σ PBDEs en distintas especies marinas

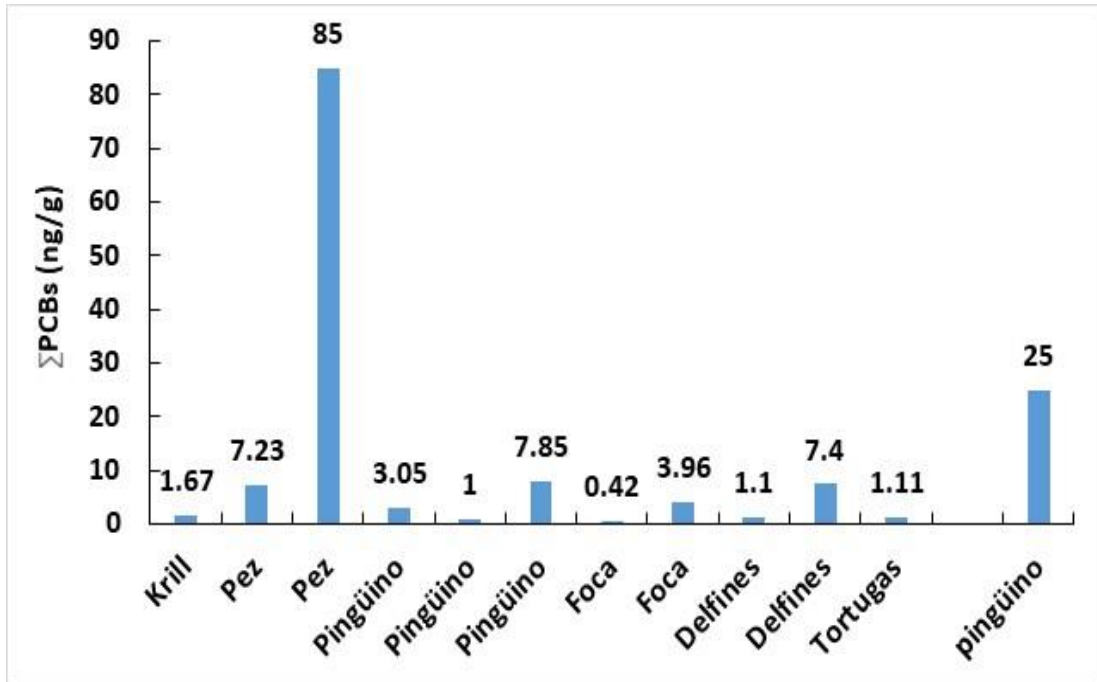


Figura 23. Niveles de concentración de los Σ PCBs en distintas especies marinas

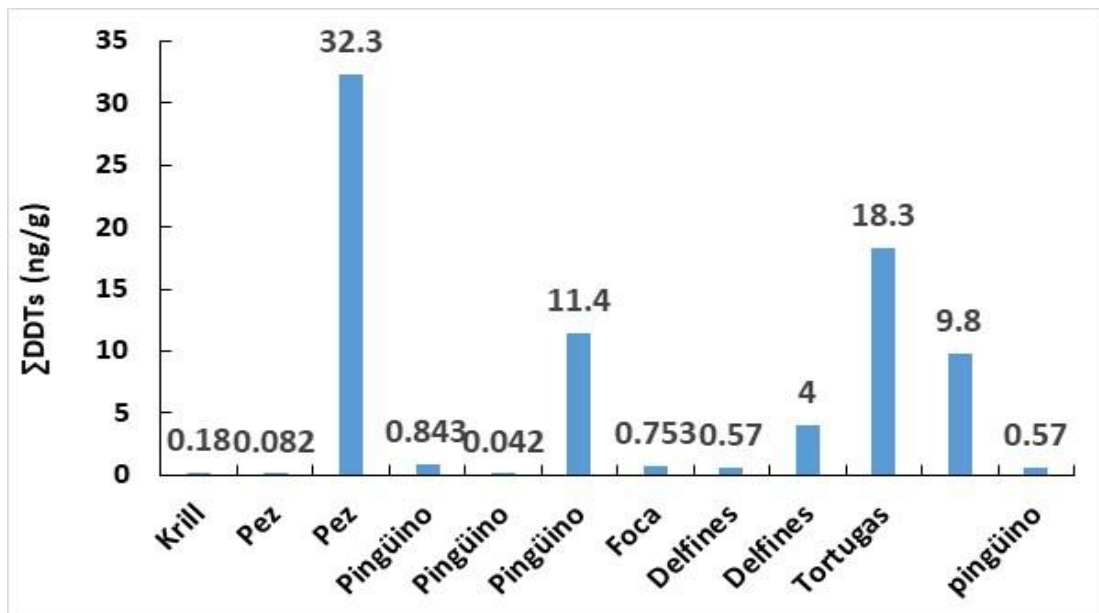


Figura 24. Niveles de concentración de los Σ DDTs en distintas especies marinas

Tabla 16. Niveles COPs en mamíferos, anfibios, otras especies marinos

Lugar	Periodo	Matriz	Niveles	Referencia
Refugio de Vida Silvestre del Manglar El Morro (REVISEM) Isla Puna, en el Golfo de Guayaquil		Muestra de piel y grasa de delfines (<1,5 cm) . Longitud del mamífero: 4 a 6 m	<p>ΣCOPs: de 0,56 mg/kg de peso vivo (hembra adulta) a 13 mg / kg de peso vivo (macho adulto)</p> <p>COPs promedio: 0.30–1.0 mg/kg de peso vivo (hembra adulta) y de 2.65–5.40 mg / kg de peso vivo (machos adultos),</p> <p>PCB promedio: 2.55 to 7.40 mg/kg de peso vivo (machos) y 0.24–1.10 mg/kg de peso vivo (hembras)</p> <p>Dieldrin: 0.004 a 0.15 0,12 mg/kg de peso vivo y clordano: 0.01 a 0.10 mg/kg de peso vivo, otros COPs: < 0.10 mg/kg de peso vivo</p> <p>p,p'-DDE: 0,12 mg/kg de peso vivo (hembra adulta) a ~7,0 mg/kg de peso vivo (macho adulto). DDT rango: 0,57 mg/kg de peso corporal (hembras adultas) y de 4,0 mg/kg de peso vivo (machos adultos).</p> <p>CO rango: 2.55 a 7.40 mg/kg de peso vivo (machos) y 0.24–1.10 mg/kg de peso vivo (hembras). ΣPCB: 3.96 ± 2.40 mg/kg de peso vivo</p>	Alava et al. (2020)
Hawai y Samoa Americana	junio de 2012 y diciembre de 2013	grasa de 25 tortugas marinas pelágicas del Pacífico [2 tortugas bobas (<i>Caretta caretta</i>), 6 verdes (<i>Chelonia mydas</i>) y 17 tortugas golfina (<i>Lepidochelys olivacea</i>)]	<p>ΣDDT = 6,12 ng / g de masa (húmeda tortugas golfina)</p> <p>ΣDDT = 18,3 ng / g de masa húmeda), tortuga boba</p> <p>ΣPCB = 1,11 ng / g masa húmeda) tortugas verdes</p> <p>Pentaclorobenceno = 0.699 ng / g de masa húmeda (tortugas bobas)</p> <p>DBDPE = 1,17 ng / g de masa húmeda (tortuga golfina macho adulta).</p> <p>αHBCD =1,46 ng / g de masa húmeda (tortugas verdes)</p>	Clukey et al (2018)
Área Marina Protegida Punta San Juan, Perú	invierno austral de 2009	Plasma (sangre) de pingüinos de Humboldt (<i>Spheniscus humboldti</i>)	<p>DDE = 0 - 9,8 ng/g. DDE = 0,57 lg / g de peso húmedo (ww).</p> <p>Trans-nonachlor = 0,43 y 1,1 ng g.</p> <p>ΣPCB de 25 ng / g (PCB 99, 118, 138 y 153) en este estudio</p> <p>ΣPBDE = 3,81 ng/g, Clordano = 0,21 ng / g,</p> <p>Heptacloro = 0,65 ng / g</p>	Adkesson et al (2018)
mar de Ross Antártida (PNRA)	2001 y 2004	<i>Euphausia superba</i> (ktil), <i>Pleuragramma antarctica</i> (pez) y sus depredadores : <i>Dissostichus mawsoni</i> (pez), <i>Pygoscelis adeliae</i> (pingüino), <i>Aptenodytes forsteri</i> (pinguinos), <i>Catharacta maccormicki</i> (ave rapaz), <i>Leptonychotes</i> (Foca)	<p>ΣPBDE promedio fue de 0,19 a 1,35 pg / g de peso húmedo en peces</p> <p>La ΣDDT fue 47 más alta en la austromerluza antártica (20 ± 6,73 ng / g de peso húmedo)</p> <p>skúa del polo sur (5,911 ± 3,425 48 ng / g de peso húmedo).</p>	Corsolini, et al 2017

OE4: Identificar las tendencias actuales los monitoreos y el establecimiento de biomonitores COPs en el medio marino

Respecto al monitoreo de desechos plásticos, los resultados descritos en este documento demuestran que se requiere más investigaciones que permitan establecer correlaciones entre el tipo de polímeros y la adsorción de los COP, que contribuya a establecer futuras estrategias para identificar la fuentes potenciales de contaminación plástica como una medida para reducir el impacto causado por los desechos plásticos en el ambiente marino (Gómez et al. 2018). Considerando que el destino de los pellets poliméricos aún es desconocido, no obstante implica una posible exposición no solo para las especies marinas sino también para los humanos que las consumen, siendo la playas turísticas que generalmente son muy concurridas en verano una de las fuentes por lo que es necesario plantear estrategias para reducir su impacto ambiental (Pozo et al. 2020). Es necesario investigar los desechos plásticos para comprender la relación entre cada tipo de plástico y la adsorción de los COPs, especialmente aquellos emergentes (Camacho et al. (2018).

Otro aspecto relevante es el estudio de los sedimentos marinos, porque permite definir futuros programas de monitoreo para describir la situación de los contaminantes orgánicos persistentes (Pérez-Fernández, Viñas, & Besada 2019), los mecanismos de resuspensión pueden desacelerar la disminución de los niveles COPs presente en los sedimentos superficiales, pese a la reducción mundial de las emisiones atmosféricas y con ellos las deposiciones a través de las columna de agua (Asaoka et al. 2019).

Incluso las zonas profundas de hasta 10000 m donde habitan una diversidad de organismos incluyendo los anfipodos, tales lugares remotos ya no son vírgenes, esto ha marcado un desafío futuro para determinar las consecuencias fisiológicas de la contaminación en estas zonas profundas y sus diversidad ecológica, para comprender los efectos en la cadena sobre la función del ecosistema (Jamieson et al. 2017). Esta observación merece especial atención en las zonas costeras con organismos sedentarios usados como biomonitores como los moluscos ya que no siempre los resultados hallados responden al perfil de distribución observados para los COP clásicos señalando distintas fuentes de

contaminación (Rodil et al. 2019), esto implica la necesidad de monitorearse con regularidad, ante el incremento de las actividades industriales y de la urbe que puede aumentar la carga contaminante COP y con ello disminuir la producción de especies cultivadas y aumentar su bioacumulación (Firth et al. 2019).

De otro lado, los peces como especies móviles pueden revelar patrones específicos de los COPs y para controlar la liberación y distribución de tales contaminantes (Vuković et al. 2018). Una gran preocupación es justamente la pérdida de poblaciones de peces y la posibilidad de exposición humana de forma crónica por el consumo de peces contaminados, por ello es importante profundizar e investigar sobre el efecto combinado del conjunto de COPs presente en el medio que es acumulado por los peces, es necesario definir niveles de referencia adecuados para la exposición humana y su relación con la seguridad alimentaria (Panseri et al. 2019). Cuando se trata de peces cultivados en áreas costeras especialmente de gran tamaño incluidos los atunes que habitan lugares muy contaminados como los HAP predisponen riesgos potenciales a la salud humana por su consumo, por lo que es importante investigar además la exposición alimentaria humana (Rufina et al. 2017).

Respecto a especies mayores como los delfines mulares del Ecuador se ha demostrado su exposición a los COPs, y pueden usarse como especies centinelas de la salud ambiental marina y su monitoreo en la región respalda estudios para evaluar riesgos ecotoxicológicos y vigilar la gestión regional de tales contaminantes (Alava et al. 2020).

En otra escala trófica, la transferencia de los COPs a través de los desechos marinos es crucial y su investigación debe profundizarse, se puede usar las tortugas verdes pelágicas porque al ser pelágicas presentan mayor frecuencia de ingestión de desechos especialmente de desechos plásticos en el océano (Clukey et al. 2018). En el caso de los pingüinos y en especial la población reproductora como *S. humboldti* no siempre se encuentran expuestas a los COPs con niveles perjudiciales para la salud y su éxito reproductivo; pero el hallazgo de COPs heredados y los contaminantes emergentes marcan la necesidad de realizar monitoreos estacionales para proteger a las especies en peligro sobre todo considerando el crecimiento industrial y poblacional humana

regional. Además los valores hallados se pueden usar como valores referenciales clave para efectuar comparaciones de distribución espacial las especies (Adkesson et al. 2018). Corsolini, et al. (2017), demostró que aunque se presenta niveles bajas de los COPs, los distintos organismos de la red trófica en el caso del mar de Ross deben profundizarse las investigaciones y con ello los programas de monitoreo porque aún existe una falta de información sobre características ecotoxicológicas así como los impactos humanos, especialmente cuando el cambio global, puede afectar el ecosistema marino con efectos impredecibles.

V. CONCLUSIONES

OE1. Todas las metodologías de muestreo comprenden el uso de materiales metálicos y no plásticos para evitar la contaminación cruzada de las muestras marinas, en el caso de la colecta de los desechos plásticos se consideran transeptos en líneas de playa, estos son tamizados para caracterizarlos en tamaños color, área distribuida así como su separación para el análisis instrumental. Cuando la colecta se trata de sedimentos, es necesario instrumentos como el uso de tubos que penetren el fondo en profundidades necesarias que no se ejerza disturbios en la comunidad presente, estos sedimentos se pueden coleccionar a diversas profundidades del lecho marino porque reciben las deposiciones atmosféricas y material orgánico como particulado a través de la columna de agua.

Respecto a los organismos marinos, la colecta es no destructiva cuando se trata de especies mayores de la cadena trófica, como pingüinos, delfines, y de especies muertas por capturas incidentales como tortugas, lobos marinos o focas, las especies son recolectadas desde las embarcaciones de investigación o por pescadores en faena. Sin embargo la colecta de peces como organismo móviles es importante, y su colecta depende del tamaño de los mismos y de su estado silvestre o de cultivo, otro tipo de organismo especialmente como bio-monitores son los moluscos, bivalvos, especialmente mejillones, crustáceos como organismos sedentarios y su capacidad de bioacumulación.

OE2: El tratamiento de las muestras busca evitar la contaminación cruzada con materiales orgánicos, por lo que toda manipulación se realiza sin uso de este tipo de materiales, las muestras conservadas pueden ser tratadas como muestras húmedas o secas, cuando se someten a sequedad, generalmente son liofilizadas es decir secadas al vacío y a temperaturas criogénicas (-80 °C) para evitar pérdidas de sustancias volátiles, a excepción del material plástico que puede ser sometido a secado al ambiente. Las muestras de sedimento y organismos como tejidos, grasas deben ser sometidos a una extracción orgánica y allí radica si existen diferencias, la polaridad de los solventes es fundamental, además la técnica puede variar desde el método clásico por Soxhlet hasta un método rápido en línea directa, luego el proceso de limpieza es importante para eliminar todas

las interferencias y extraer finalmente el analito. Una vez purificado y obtenido el analito este es inyectado al instrumento de cuantificación, generalmente el cromatógrafo de gases con detector de captura electrónica es el que determina los HPA y los PCBs, sin embargo el acoplamiento con el espectrómetro de masas en distintos modos permite la identificación plena del contaminante, los cromatógrafos líquidos de alta resolución por fluorescencia cuantifican los analitos especialmente derivados del petróleo. Sin embargo el control de calidad es crucial, los límites de detección y cuantificación de cada compuesto, así como la aplicación de estándares internos son necesarios para determinar la confiabilidad de los resultados expresados en el orden de ng o pg.

OE3: Los niveles presentes de los COPs en las diversas investigaciones se ha mantenido dentro del rango informado por los investigadores, sin embargo para efectos de hacer comparativo los resultados es necesario que las metodologías al expresar los resultados como peso seco o húmedo incluyan los factores de conversión, en tal sentido, el de peso seco es usado de manera más común. A pesar de ello, se ha evidenciado, que los PCBs se transportan vía atmosférica y se depositan en el medio marino sedimentándose y adsorbiéndose hasta alcanzar el lecho marino, indudablemente las zonas industriales y una elevada población son caracterizadas como las principales fuentes de contaminación.

Respecto a los plásticos, se ha demostrado que sirven como adsorbentes de los COPs, el problema radica que los océanos hoy en día están repletos de basura plástica entre otros y se van fragmentando de tal forma que llegan a ser consumidas hasta por anfípodos y incluye pueden alcanzar zonas recónditas consideradas antes zonas vírgenes de profundidad (hasta 10000m), así como por la secuencia trófica y alcanzar a especies de cultivo con lo cual también significan un riesgo potencial a la salud humana.

Respecto a los organismos, se ha demostrado que los peces a pesar e móviles pueden bioacumular COPs, especialmente el atún que presentó mayores concentraciones de DDTs y derivados, PCBs, HAP y plaguicidas organoclorados. Otra especie bioindicadora usada con mucho énfasis desde la década de los 90 son los moluscos, bivalvos y crustáceos, porque se presentan a nivel costero y en muchas ocasiones son de cultivo y asimilan la diversidad

contaminante. Las tortugas, también han presentado mayores contenidos de DDTs como los pingüinos, estos últimos también han sido estudiados por su afinidad con los PCBs y PBDEs registrados en su plasma. A pesar de ello, los autores señalan que los valores hallados aún se han mantenido por debajo de las normas sanitarias internacionales.

OE4: El plástico representa un gran problema y los estudios que tratan de relacionar su degradabilidad, fraccionamiento y agregación con la adsorción de los COPs resulta crucial para comprender los niveles de riesgo ya que se van distribuyendo en el océano, resulta crucial abordar monitoreos destinados a las pruebas reales de campo a pesar de lograr aproximaciones a nivel de laboratorio, ya que las condiciones ambientales muchas veces no responden siempre a los hallazgos manipulados en laboratorio. Se debe continuar con los muestreos de sedimento de fondo marino costera que es la zona que recibe las cargas contaminantes sino a nivel de fosas oceánicas ya que se ha demostrado la amplia distribución espacial de los COPs. La re suspensión en el fondo es uno de los mecanismo que permite el incremento de los niveles de los COPs en los fondos lo cual afecta a los organismos que dependen de este sustrato para su supervivencia y por ende se recicla y se bioacumula ingresando a la cadena trófica, es importante profundizar con estas investigaciones.

Los organismos evaluados a lo largo de la cadena trófica han demostrado la biomagnificación que se produce, por eso se están considerando como biomonitores. La tortuga la especie que ha evidenciado el impacto causado por el consumo de los plásticos además del consumo de presas contaminadas, otros aspecto que se viene investigando son los contaminantes heredados lo cual es un nuevo concepto que no necesariamente trata de la asimilación del COP promedio de cazador-presa es decir por la dieta sino por la transmisión de padres a hijos. La presencia de los COPs en sangre, en lípidos y en tejidos musculares, demuestra la afinidad lipofílica de estos contaminantes y su rápida asimilación por el organismo, es necesario afianzar los programa de monitoreo de ta forma que se cuente con herramientas actualizadas que sean consideradas en la toma de decisiones delos gobiernos para seguir reduciendo los impactos ambientales que han influido además en el transporte y distribución de los COPs a nivel mundial.

VI. RECOMENDACIONES

Resulta crucial mantener los programas de monitoreo no solo a nivel costero sino a nivel oceánico, debido a la presencia de los desechos plásticos que recientemente han despertado la preocupación científica por su potencial en la adsorción de los COPs y en la actualidad en los nuevos contaminantes emergentes, cuya información contribuye a la toma de decisiones de los gobiernos a niveles global en búsqueda de un mejor control de la contaminación y se tomen medidas de mitigación ante la presencia de los desechos plásticos.

Es importante desarrollar nuevos conceptos en la determinación de los biomonitores de cultivos como los de tipo de cadena trófica, especialmente en especies frágiles en peligro de extinción debido a que no solo corre el peligro climático sino que se puede adelantar su desaparición por medio de la ingesta de contaminantes en el modelo pre-sa depredador sino también por herencia de los COPs.

REFERENCIAS

1. ADKESSON, M. J., LEVENGOOD, J. M., SCOTT, J. W., SCHAEFFER, D. J., LANGAN, J. N., CÁRDENAS-ALAYZA, S., ... Yi, S. (2018). Assessment of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides, and polybrominated diphenyl ethers in the blood of humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*) from the punta san juan marine protected area, Perú. *Journal of Wildlife Diseases*, 54(2), 304–314. doi:10.7589/2016-12-270
2. ALAVA J.J., CALLE O., TIRAPÉ A., BIEDENBACH G., ALVARADO C. O., MARUYA K., LAO W., AGUIRRE W., JIMÉNEZ P. J., DOMÍNGUEZ G. A., BOSSART G. D. and FAIR P. A. (2020). Persistent Organic Pollutants and Mercury in Genetically Identified Inner Estuary Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) Residents of the Guayaquil Gulf, Ecuador: Ecotoxicological Science in Support of Pollutant Management and Cetacean Conservation. *Front. Mar. Sci.*, 7, 122 pag <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00122>
3. ÁLVAREZ-RUIZ, R., & PICÓ, Y. (2020). Analysis of emerging and related pollutants in aquatic biota. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, e00082. doi:10.1016/j.teac.2020.e00082
4. ANDRADY, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (8), 1596–1605
5. ASAOKA S., YOSHIKI R., Haga Y., MATSUMURA Ch., UMEHARA A., TAKEDA K. (2020). Spatial Distribution of Perfluorinated Organic Compounds in Surface Marine Sediments from the Seto Inland Sea, Japan. *Journal of Water and Environment Technology*, 18 (4), 226–237, 2020. doi: 10.2965/jwet.19-146
6. ASAOKA, S., UMEHARA, A., HAGA, Y., MATSUMURA, C., YOSHIKI, R., & TAKEDA, K. (2019). Persistent organic pollutants are still present in surface marine sediments from the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110543. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110543
7. BHARDWAJ, L., CHAUHAN, A., RANJAN, A., & JINDAL, T. (2018). Persistent Organic Pollutants in Biotic and Abiotic Components of

- Antarctic Pristine Environment. *Earth Systems and Environment*, 2(1), 35–54. doi:10.1007/s41748-017-0032-8
8. BORJA, A., ELLIOTT, M., ANDERSEN, J.H., BERG, T., CARSTENSEN, J., HALPERN, B.S., HEISKANEN, A. S., KORPINEN, S., Stewart LOWNDES, J.S., MARTIN, G., RODRIGUEZ-EZPELETA, N., 2016. Overview of integrative assessment of marine systems: the ecosystem approach in practice. *Front. Mar. Sci.* 3, 1–20.
 9. BOWEN, Glenn A., 2009, 'Document Analysis as a Qualitative Research Method', *Qualitative Research Journal*, vol. 9, no. 2, pp. 27-40. DOI 10.3316/QRJ0902027. This is a peer-reviewed article
 10. CAMACHO, M., HERRERA, A., GÓMEZ, M., ACOSTA-DACAL, A., MARTÍNEZ, I., HENRÍQUEZ-HERNÁNDEZ, L. A., & LUZARDO, O. P. (2018). Organic pollutants in marine plastic debris from Canary Islands beaches. *Science of The Total Environment*. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.12.422
 11. CHEN, H., SUN, R., ZHANG, C., Han, J., WANG, X., HAN, G., HE, X., 2016. Occurrence, spatial and temporal distributions of perfluoroalkyl substances in wastewater, seawater and sediment from Bohai Sea, China. *Environ. Pollut.* 219, 389–398.
 12. CLUKEY, K. E., LEPCZYK, C. A., BALAZS, G. H., Work, T. M., Li, Q. X., BACHMAN, M. J., & LYNCH, J. M. (2018). Persistent organic pollutants in fat of three species of Pacific pelagic longline caught sea turtles: Accumulation in relation to ingested plastic marine debris. *Science of The Total Environment*, 610-611, 402–411. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.07.242
 13. COCCI, P., MOSCONI, G., BRACCHETTI, L., NALOCCA, J.M., FRAPICCINI, E., MARINI, M., CAPRIOLI, G., SAGRATINI, G., PALERMO, F.A., 2018. Investigating the potential impact of polycyclic 12 A.D. Nava Montes et al. / *Science of the Total Environment* 739 (2020) 140176 aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) on gene biomarker expression and global DNA methylation in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from the Adriatic Sea. *Sci. Total Environ.* 619–620, 49–57. [https://doi.org/ 10.1016/j.scitotenv.2017.11.118](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.118)

14. CORSOLINI, S., ADEMOLLO, N., MARTELLINI, T., RANDAZZO, D., VACCHI, M., & CINCINELLI, A. (2017). Legacy persistent organic pollutants including PBDEs in the trophic web of the Ross Sea (Antarctica). *Chemosphere*, 185, 699–708. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.07.054
15. EO, S., HONG, S. H., SONG, Y. K., LEE, J., LEE, J., & SHIM, W. J. (2018). Abundance, composition, and distribution of microplastics larger than 20 µm in sand beaches of South Korea. *Environmental Pollution*, 238, 894–902. doi:10.1016/j.envpol.2018.03.096
16. ESPOSITO, M., CANZANELLA, S., LAMBIASE, S., SCARAMUZZO, A., LA NUCARA, R., BRUNO, T., ... GALLO, P. (2020). Organic pollutants (PCBs, PCDD/Fs, PAHs) and toxic metals in farmed mussels from the Gulf of Naples (Italy): Monitoring and human exposure. *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101497. doi:10.1016/j.rsma.2020.101497
17. FIRTH, D. C., O'NEILL, B., SALIE, K., & HOFFMAN, L. C. (2019). Monitoring of organic pollutants in *Choromytilus meridionalis* and *Mytilus galloprovincialis* from aquaculture facilities in Saldanha Bay, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110637. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110637
18. FIRTH, D.C., SALIE, K., O'NEILL, B., HOFFMAN, L.C., 2019. Monitoring of trace metal accumulation in two South African farmed mussel species, *Mytilus galloprovincialis* and *Choromytilus meridionalis*. *Mar. Pollut. Bull.* 141, 529–534.
19. FOSSI, M.C., ROMEO, T., BAINI, M., PANTI, C., MARSILI, L., CAMPANI, T., CANESE, S., GALGANI, F., DRUON, J.N., AIROLDI, S., TADDEI, S., FATTORINI, M., BRANDINI, C., LAPUCCI, C., 2017. Plastic debris occurrence, convergence areas and fin whales feeding ground in the Mediterranean marine protected area Pelagos sanctuary: A modeling approach. *Front. Mar. Sci.* 4, 167.
20. FRANKLIN, C. & BALLAU, M. (2005). Reliability and validity in qualitative research. En: Grinnell, R. & Unrau, Y. (Eds.). *Social work: Research and evaluation. Quantitative and qualitative approaches.* (pp.438-449). Nueva York: Oxford University Press.

21. FRANKLIN, C. & BALLAU, M. (2005). Reliability and validity in qualitative research. En: Grinnell, R. & Unrau, Y. (Eds.). Social work: Research and evaluation. Quantitative and qualitative approaches. (pp.438-449). Nueva York: Oxford University Press.
22. GALLEN C, DRAGE D, EAGLESHAM G, GRANT S, BOWMAN M, MUELLER JF: Australia-wide assessment of perfluoroalkyl substances (PFASs) in landfill leachates. *J. Hazard. Mater.*, 331(5), 132–141, 2017. PMID:28254660 doi:10.1016/j.jhazmat.2017.02.006
23. GARETH J. TREHARNE AND DAMIEN W. RIGGS. (2014). Ensuring Quality in Qualitative Research. *Rohleder* Ch5 29/5/14 15:28 Page 57
24. GARETH J. TREHARNE, DAMIEN W. RIGGS. (2015). Ensuring Quality in Qualitative Research. *Qualitative Research in Clinical and Health Psychology*. DOI: 10.1007/978-1-137-29105-9_5 View Full Text
25. GÓMEZ V., POZO K., NUÑEZ D., PŘIBYLOVÁČ P., AUDYC O., BAINIA M., FOSSIA M.C., KLÁNOVÁČ J. (2020). Marine plastic debris in Central Chile: Characterization and abundance of macroplastics and burden of persistent organic pollutants (POPs). *Marine Pollution Bulletin* 152 (2020) 110881. doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110881
26. GUO, X., & WANG, J. (2019). The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 1–14. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.03.019
27. HERNÁNDEZ, Roberto, FERNÁNDEZ, Carlos y BAPTISTA, María. *Metodología de la investigación* [en línea]. 6ta ed. México: Mc Graw-Hill/ Interamericana, 2014 [Fecha de consulta: 25 de mayo de 2020]. Disponible en: <http://observatorio.epacartagena.gov.co/wp-content/uploads/2017/08/metodologia-de-la-investigacion-sexta-edicion.compressed.pdf> ISBN: 9781456223960
28. JAMIESON, A. J., MALKOCS, T., PIERTNEY, S. B., FUJII, T., & ZHANG, Z. (2017). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution*, 1(3), 0051. doi:10.1038/s41559-016-0051
29. KLINČIĆ, D., HERCEG ROMANIĆ, S., KATALINIĆ, M., ZANDONA, A., ČADEŽ, T., MATEK SARIĆ, M., ... AĆIMOV, D. (2020a). Persistent

- organic pollutants in tissues of farmed tuna from the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111413. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111413
30. KLINČIĆ, D., HERCEG ROMANIĆ, S., KLJAKOVIĆ-GAŠPIĆ, Z., & TIČINA, V. (2020). Legacy persistent organic pollutants (POPs) in archive samples of wild Bluefin tuna from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111086. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111086
31. MORRONI, L., D'ERRICO, G., SACCHI, M., MOLISSO, F., ARMIENTO, G., CHIAVARINI, S., ... REGOLI, F. (2020). Integrated characterization and risk management of marine sediments: The case study of the industrialized Bagnoli area (Naples, Italy). *Marine Environmental Research*, 104984. doi:10.1016/j.marenvres.2020.104984
32. NAVA M. A. D., ESPINOSA R. G., FLORES R. R., RAMÍREZ R. P. (2020). Persistent organic pollutants in Kemp's Ridley Sea turtle *Lepidochelys kempii* in Playa Rancho Nuevo Sanctuary, Tamaulipas, Mexico. *Science of The Total Environment*, 140176. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140176
33. NOAA-National Ocean Program, 2019. De-mystifying the "Great Pacific Garbage Patch". NOAA Marine Debris Program <http://marinedebris.noaa.gov/info/patch.html>
34. PANSERI, S., CHIESA, L., GHISLENI, G., MARANO, G., BORACCHI, P., RANGHIERI, V., ... TECILLA, M. (2019). Persistent organic pollutants in fish: biomonitoring and cocktail effect with implications for food safety. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 1–11. doi:10.1080/19440049.2019.1579926
35. PÉREZ-FERNÁNDEZ, B., VIÑAS, L., & BESADA, V. (2019). A new perspective on marine assessment of metals and organic pollutants: A case study from Bay of Santander. *Science of The Total Environment*. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.07.049
36. PINTADO-HERRERA M., COMBIB T., CORADA-FERNANDEZ C., GONZALES-MAZOA E., LARA-MARTINA P. A.(2017). Occurrence and spatial distribution of legacy and emerging organic pollutants in marine sediments from the Atlantic coast (Andalusia, SW Spain). *Science of The*

- Total Environment, 605-606, 980-994.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.055>
37. PINTADO-HERRERA, M. G., COMBI, T., CORADA-FERNÁNDEZ, C., GONZÁLEZ-MAZO, E., & LARA-MARTÍN, P. A. (2017). Occurrence and spatial distribution of legacy and emerging organic pollutants in marine sediments from the Atlantic coast (Andalusia, SW Spain). *Science of The Total Environment*, 605-606, 980–994. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.06.055
38. POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHS) and organochlorinated pesticides (OCPs) in yellowtail (*Seriola lalandi*) from three spatially distinct locations along the coast of South Africa: levels, sources and fish size effect.
39. POZO K., URBINA W, GÓMEZ V., TORRES M, NUÑEZ D., PŘIBYLOVÁ P., AUDY O, CLARKEE B., ARIAS A., TOMBESI N., GUIDA Y., KLÁNOVÁ J. (2020). Persistent organic pollutants sorbed in plastic resin pellet — “Nurdles” from coastal areas of Central Chile. *Marine Pollution Bulletin*. 151. 110786. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110786>
40. RODIL, R., VILLAVERDE-DE-SÁA, E., COBAS, J., QUINTANA, J. B., CELA, R., & CARRO, N. (2019). Legacy and emerging pollutants in marine bivalves from the Galician coast (NW Spain). *Environment International*, 129, 364–375. doi:10.1016/j.envint.2019.05.018
41. RUFINA, C. C.; HOFFMAN, C. L.; OPARA, L. U.; O’NEILL, B.; STANDER, A. M., VARGASO, Z. R. (2009). La investigación aplicada: una forma de conocer las realidades con evidencia científica *A Educación*, 33 (1), pp. 155-165 Universidad de Costa Rica San Pedro, Montes de Oca, Costa Rica
42. VUKOVIĆ, G., Herceg ROMANIĆ, S., BABIĆ, Ž., MUSTAĆ, B., ŠTRBAC, M., DELJANIN, I., & ANTANASIJEVIĆ, D. (2018). Persistent organic pollutants (POPs) in edible fish species from different fishing zones of Croatian Adriatic. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 71–80. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.10.014
43. WANG, Z., CHEN, M., ZHANG, L., WANG, K., YU, X., ZHENG, Z., & ZHENG, R. (2018). Sorption behaviors of phenanthrene on the microplastics identified in a mariculture farm in Xiangshan Bay,

- southeastern China. *Science of The Total Environment*, 628-629, 1617–1626. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.02.146
44. WEIJS, L., COVACI, A., STEVENSON, G., KEMPER, C., TOMO, I., LEUSCH, F., Concentrations of some legacy pollutants have increased in South Australian bottlenose dolphins from 1989 to 2014, *Environmental Research*, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109834>.
45. WILKINSON, J. L., HOODA, P. S., SWINDEN, J., BARKER, J., & BARTON, S. (2018). Spatial (bio)accumulation of pharmaceuticals, illicit drugs, plasticisers, perfluorinated compounds and metabolites in river sediment, aquatic plants and benthic organisms. *Environmental Pollution*, 234, 864–875. doi:10.1016/j.envpol.2017.11.090
46. XIONG, X., ZHANG, K., CHEN, X., SHI, H., LUO, Z., WU, C., 2018. Sources and distribution of microplastics in China's largest inland Lake-Qinghai Lake. *Environ. Pollut.* 235, 899–906.

ANEXOS

Tabla 1. Matriz de Categorización Apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categorías	Subcategorías	Referencias
Comparar la metodología empleada en el monitoreo de matrices marinas para cuantificar el estado de contaminación por contaminantes orgánicos persistentes	¿Cuál es la metodología empleada en el monitoreo de matrices marinas para cuantificar el estado de contaminación por contaminantes orgánicos persistentes?	Monitoreo de matrices marinas	Peces, aves, mamíferos, sedimentos, plásticos, colecta	Asaoka et al. (2020), Vuković et al (2018)
Identificar la metodología de pre-tratamiento y de cuantificación de los contaminantes orgánicos persistentes en las matrices marinas	¿Cuál es la metodología de tratamiento para la cuantificación de los contaminantes orgánicos persistentes en las matrices marinas?	Tratamiento	Extracción, limpieza, fraccionamiento, instrumentación	Jamieson et al. (2020), Pozo et al (2020)
Analizar los niveles actuales de los contaminantes orgánicos persistentes acumulados en las matrices marinas	¿Cuáles son los niveles actuales de los contaminantes orgánicos persistentes acumulados en las matrices marinas?	Niveles de COPs en matrices marinas	instrumentación, tipos de COPs	Klinčić et al (2020), Pozo et al (2020) Gómez et al. (2020), Asaoka

				et al (2019), Klinčić, et al (2020a)
Identificar las tendencias actuales de los monitoreos y el establecimiento de biomonitores COPs en el medio marino	¿Cuáles son las tendencias actuales de los monitoreos y el establecimiento de biomonitores COPs en el medio marino?	biomonitores marinos	especies	Nava et al (2020) Cocci et al., (2018

Fuente: Elaboración propia.




Declaratoria de Originalidad del Autor

Nosotros, MILAGROS LEYDIE ÑAÑA REYES y RONALD VILLANUEVA DE LA CRUZ estudiantes de la FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA y Escuela Profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO, declaramos bajo juramento que todos los datos e información que acompañan la Tesis titulada: **Estado de Contaminación del Medio Marino por Contaminantes Orgánicos Persistentes. Revisión Sistemática, 2021**, es de nuestra autoría, por lo tanto, declaramos que la Tesis:

1. No ha sido plagiado ni total, ni parcialmente.
2. He mencionadotodas las fuentes empleadas, identificando correctamente toda cita textual o de paráfrasis proveniente de otras fuentes.
3. No ha sido publicado ni presentado anteriormente para la obtención de otro grado académico otítulo profesional.
4. Los datos presentados en los resultados no han sido falseados, ni duplicados, ni copiados.

En tal sentido asumimos la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual nos sometemos alo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César Vallejo.

Apellidos y Nombres de los Autores	Firmas
MILAGROS LEYDIE ÑAÑA REYES DNI : 70769384 ORCID: 0000-0003-3552-8537	
RONALD VILLANUEVA DE LA CRUZ DNI : 46691606 ORCID: 0000-0002-1402-5644	