

Contaminación por hidrocarburos aromaticos policiclicos en sedimentos y especies marinas: revisión

Pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments and Marine Species: Review

Kellys Johana Espinosa Rios^{1,2}, Miguel Angel Morales Valdelamar^{1,2} y Beatriz Eugenia Jaramillo Colorado^{1,2}

Resumen

Los sedimentos marinos son partículas insolubles que llegan a través de los ríos al mar, se originan de fuentes como sales minerales, pequeñas rocas, así como de todos los restos de animales y organismos que se adhieren a él cuando estos mueren. Estos sedimentos están siendo afectados negativamente por la contaminación y presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), lo que genera un impacto nocivo en la flora y fauna de los ecosistemas acuáticos, debido a fuentes pirogénicas y petrogénicas, entre las cuales se destacan las operaciones industriales y el uso del petróleo, la finalidad de esta revisión fue conocer las fuentes principales de contaminación y las concentraciones de HAPs en las costas Colombianas, compararlas con el resto de América y determinar si cumplían con la normativa establecida con Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA); los efectos en la vida marina también fueron parte importante de esta revisión, debido al daño que provocan los HAPs a la salud humana.

Palabras clave: contaminación, HAP, petrogénicas, pirogénicas, sedimentos marinos.

Abstract

Marine sediments are insoluble particles that reach the sea through rivers, they originate from sources such as mineral salts, small rocks, as well as all the remains of animals and organisms that adhere to it when they die. These sediments are being negatively affected by contamination and the presence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), which generates a harmful impact on the flora and fauna of aquatic ecosystems, due to pyrogenic and petrogenic sources, among which industrial operations stand out. and the use of oil, the purpose of this review was to know the main sources of pollution and the concentrations of PAHs in the Colombian coasts, compare them with the rest of America and determine if they complied with the regulations established by the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA); the effects on marine life were also an important part of this review, due to the damage that PAHs cause to human health.

Keywords: marine sediments, PAH, petrogenic, pollution, pyrogenic.

Recepción: 17-ago-2022

Aceptación: 20-mar-2023

¹Programa de Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Cartagena. Correo electrónico: kespinosar@unicartagena.edu.co

²Grupo de Investigaciones Agroquímicas, Programa de Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Cartagena. Cartagena, Colombia. Correo electrónico: kespinoar@unicartagena.edu.co, bjaramillo@unicartagena.edu.co

1 Introducción

La mayoría de las ciudades del mundo se ubican en zonas costeras, donde el rápido desarrollo económico, la industrialización, la urbanización, el crecimiento de la población y las prácticas agrícolas han provocado graves problemas para el medio ambiente; una gran cantidad de contaminantes, incluidos metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes, se descargan en los ecosistemas acuáticos a través de diversas vías (Keshavarzi *et al.*, 2020).

Las actividades humanas son una de las vías por la cual se ven contaminados dichos ecosistemas, estas presentan impactos negativos no solamente afectando los ecosistemas, sino que también a la viabilidad de los recursos, por lo tanto, la gestión y el control de la contaminación para la conservación de los organismos acuáticos y el medio marino es una necesidad (Pejman *et al.*, 2015). Es un hecho conocido que los sedimentos son reservorios de sustancias tóxicas persistentes las cuales pueden entrar a la cadena alimentaria por acuicultura ingresando al sistema humano por ingesta de alimentos obtenidos de ecosistemas de zonas costeras (Long *et al.*, 1995)

Entre las mencionadas sustancias tóxicas se encuentran clasificados los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's) que son contaminantes orgánicos que contienen hidrógeno y carbono y constan de dos o más anillos aromáticos condensados (ATSDR, 2012), se producen principalmente por la combustión incompleta de sustancias orgánicas de las actividades industriales, los gases de escape de los vehículos y la quema de biomasa (Choi *et al.*, 2012) y debido a su toxicidad se ha regulado su emisión por la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (US EPA, 2013). Estos contaminantes tóxicos son liberados al medio ambiente y pueden transportarse a largas distancias con ayuda de los vientos y corrientes oceánicas (Davis *et al.*, 2019), ya que se distribuyen por sus principales fuentes en los entornos urbanos locales a través de la deposición atmosférica, la descarga de aguas residuales y la escorrentía (Choi *et al.*, 2020).

Los HAP existen en los sedimentos de manera más estable que otras matrices ambientales y, por lo tanto, son una matriz importante para identificar la contaminación ambiental a largo plazo (Agarwal *et*

al., 2009), la razón de esta afirmación es debido a que los HAP's de los sedimentos son liberados al agua subterránea o al sistema acuático y, por ende, se potencian como fuente de contaminación (Srogi, 2007).

Este tipo de contaminantes en los sedimentos pueden estar expuestos a organismos bentónicos en los sistemas acuáticos (Engraff *et al.*, 2011), y los seres humanos pueden estar expuestos a través de la ingesta de pescados y mariscos contaminados (Wang *et al.*, 2011).

Se determinó que los HAPs son una herramienta útil para evaluar las actividades antropogénicas (Maciel *et al.*, 2015), ya que están asociados con la combustión y la pirólisis (fuentes pirógenas), así como con tráfico de embarcaciones, derrames de petróleo y explotación petrolera (fuentes petrogénicas) (Mishra *et al.*, 2015). Sus niveles han aumentado de manera alarmante desde la 1a Revolución Industrial (Fernández *et al.*, 2000) y han crecido exponencialmente durante el siglo XX hasta niveles que ahora presentan una seria preocupación con respecto al ciclo del carbono biogeoquímico global. Debido a la toxicidad de algunos HAP individuales, se han descrito los posibles efectos adversos para la salud de la vida marina y terrestre, incluidos los humanos (Martins *et al.*, 2021).

2 Características de los HAPs

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos son compuestos formados por varios anillos bencénicos que se han unido, generalmente sólidos cristalinos a temperatura ambiente. El benceno es un hidrocarburo de fórmula molecular C_6H_6 , con forma de anillo, conocido como anillo bencénico o aromático, ya que posee un olor característico. En este anillo cada átomo de carbono ocupa el vértice de un hexágono regular (Ideam, s.f.). El hecho de estar compuestos fundamentalmente por carbono e hidrógeno es el origen del nombre "hidrocarburos". Por otra parte, el olor característico del benceno hace que, por extensión, todos los compuestos derivados del anillo bencénico se denominen "aromáticos". Finalmente, el hecho de que la mayoría de estos compuestos poseen varios anillos les otorga su carácter de "policíclicos" (Reategui, 2017).

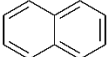
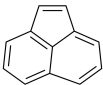
3 Propiedades fisicoquímicas

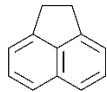
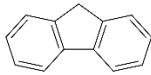

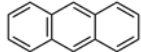
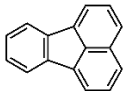
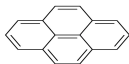
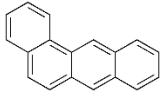
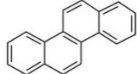
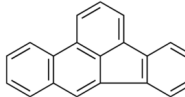
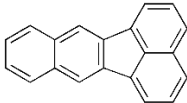
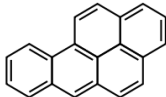
Las propiedades fisicoquímicas de los HAPs varían considerablemente con su peso molecular y su estructura. La presión de vapor disminuye con el aumento del peso molecular y la solubilidad acuosa disminuye con el aumento del peso molecular. La resistencia a las reacciones de oxidación y reducción también aumenta con el peso molecular, son altamente lipófilos y, por tanto, miscibles en disolventes orgánicos (CCME, 2010; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2019). La solubilidad acuosa disminuye para cada anillo adicional añadido a los HAPs y los hace muy móviles a través del ambiente, deposición y revolatilización distribuyéndolos entre el aire, el suelo y el agua. Una vez liberados a la atmósfera, los HAPs se encuentran en dos fases separadas, una fase de vapor y una fase sólida en la que los HAPs son adsorbidos sobre materia particulada. Estos también presentan sensibilidad a la luz, resistencia al calor, resistencia a la corrosión y actividad fisiológica (Masih *et al.*, 2012), poseen espectros de absorbancia de UV muy característicos y su mayoría son también fluorescentes (Kim *et al.*, 2013). Aunque los efectos en la salud de manera individual difieren, algunos HAPs se han identificado como la mayor preocupación debido a los efectos altamente adversos en los seres humanos (Manciulea & Dumitrescu, s.f.).

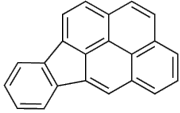
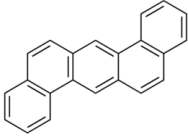
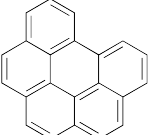
4 Tipos de HAPs

Los 16 HAP prioritarios según la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de EE. UU. seleccionados como compuestos objetivo se enumeran en la Tabla 1.

Tabla 1. Contaminantes prioritarios según el EPA (Quijano *et al.*, 2015).

HAP	
1	Naftaleno (Naph) 
2	Acenaftileno (Acy) 

HAP	
3	Acenafteno (Ace) 
4	Fluoreno (Fl) 
5	Fenantreno (Phe) 
6	Antraceno (Ant) 
7	Fluoranteno (Fla) 
8	Pireno (Pyr) 
9	Benzo(a)antraceno (BaA) 
10	Criseno (Chr) 
11	Benzo(b)fluoranteno (BbF) 
12	Benzo(k)fluoranteno (BkF) 
13	Benzo(a)pireno (BaP) 

HAP		
14	Indeno(1,2,3-cd) pireno (IP)	
15	Dibenzo (a, h) antraceno (DahA)	
16	Benzo (g, h, i) perileno (BghiP)	

5 Fuentes de los HAPs

Los derrames de petróleo y sus derivados representan un grave problema de contaminación en diversas partes del mundo, estos accidentes han contribuido en gran manera al aumento en la contaminación por hidrocarburos en zonas costeras, afectando negativamente áreas de manglar, la flora, la fauna y la salud humana.

Los contaminantes HAP se originan principalmente, ya sea por origen petrogénico haciendo referencia al uso del petróleo, combustibles fósiles en actividades industriales o de origen pirogénico en donde influyen las plantas de energía, operaciones industriales y motores de vehículos donde ocurre la combustión incompleta de materia orgánica como gasolina, petróleo, carbón y diésel, esta es la fuente predominante (Saha *et al.*, 2009; Hansen *et al.*, 1979).

Los aceites crudos y refinados, que son las principales fuentes petrogénicas, son aportados en su mayoría por HAPs de bajo peso molecular dotados con 2-3 anillos de benceno, abundantemente sustituidos con 2-3 grupos alquilo. Por el contrario, las fuentes pirogénicas están vinculadas a HAP más pesados que tienen de 4 a 6 anillos fusionados (Pies *et al.*, 2008); mientras que, una presencia de ambos alquilados (2-3 anillos) y no alquilado (4-6 anillos) indica fuentes petrogénicas y pirógenos mixtos. Estas diferencias presentan un origen característico, hoy en día ampliamente utilizadas para develar la

fuentes de contaminación de los HAP (Er-Raioui *et al.*, 2021).

Estas sustancias a lo largo de los años han sido objetos de estudio, por esta razón (Mejía, 2015), realizó un análisis para saber si hay presencia de HAPs en sedimentos marinos en las costas más importantes del Mar Caribe Colombiano, ya que estas 3 zonas, las cuales fueron, el Golfo de Morrosquillo (σ HAPs 19.91 ng/g), la Bahía de Cartagena (σ HAPs 124.9 ng/g) y los Puertos de Barranquilla y Santa Marta (σ HAPs 16.66 ng/g), son susceptibles a contaminación petrogénica y pirogénica, debido a las industrias y el tráfico marítimo, adicionalmente cada uno de estos sitios cuentan con la desembocadura de un río, el río Sinú (Córdoba), Canal del Dique (Bolívar) y el río Magdalena, principal arteria fluvial del país (Atlántico); los hidrocarburos en estas zonas son sustancias de interés sanitario ya que pueden causar daños, son tóxicos para la salud humana o cualquier forma de vida acuática; el decreto 1594 establece los parámetros para los diversos tratamientos de agua de acuerdo a su uso y disposición, en el artículo 20 de este decreto se encuentran las siguientes sustancias: Fluoranteno, naftaleno, benzo [a] antraceno, benzo [a] pireno, 3,4 benzofluoranteno, benzo [k] fluoranteno, criseno, acenaftileno, antraceno, benzo [g, h, i] perileno, fluoreno, fenantreno, Dibenzo [a, h] antraceno, Indeno [1, 2, 3 - cd] pireno, pireno.

Sin embargo, no se registra en Colombia ningún decreto y/o artículo donde se establezcan las concentraciones mínimas en la cual estos HAPs deben ser encontrados en sedimentos. Esta revisión está basada en las concentraciones establecidas por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA).

En la costa Caribe a diferencia de la costa Pacífica, los procesos de poblamiento e industrialización han sido acelerados, facilitados por la cantidad y la variedad de medios de transporte y vías de comunicación tanto con el centro del país como con el exterior. La carga sedimentaria que el río Magdalena vierte al mar Caribe es de 140 - 250 millones ton/día, de la que alrededor de 10 millones de toneladas/día lo hacen a través del canal del Dique a las bahías de Cartagena y Barbacoas. Por él se mueve alrededor de 1,5 millones de toneladas/año de carga, de la cual el

69% son hidrocarburos y 21% carbón, con los consecuentes problemas que trae el transporte de este tipo de carga sobre las aguas del río. Por esta razón, la carga de contaminantes que recibe el mar Caribe es mucho mayor que la del Pacífico, así como el número de fuentes de contaminación que impactan la calidad de sus aguas (Mejía, 2015).

La misión de la NOAA es comprender y predecir cambios en el clima, el tiempo, el océano y las costas, para compartir ese conocimiento e información con otros, para conservar y administrar los ecosistemas, recursos costeros y marinos, también identifica los impactos potenciales en los recursos costeros y los hábitats que probablemente se verán afectados por los desechos peligrosos. El conjunto de tablas de referencias rápidas de detección de la NOAA, o SQiRT, presenta concentraciones de detección de contaminantes orgánicos e inorgánicos en varios medios ambientales (Screening Quick Reference Tables, 2008).

Las pautas consisten en niveles de efecto umbral (TEL) y niveles de efecto probable (PEL). Los TEL y PEL se utilizan para identificar los siguientes tres rangos de concentraciones químicas con respecto a los efectos biológicos:

1. Debajo del TEL; el rango de efecto mínimo dentro del cual rara vez ocurren efectos adversos.
2. Entre el TEL y el PEL; el posible rango de efectos dentro del cual ocurren ocasionalmente los efectos adversos.
3. Por encima del PEL; el rango de efecto probable dentro del cual ocurren frecuentemente los efectos adversos.

La siguiente tabla enumera las pautas de calidad de sedimentos existentes para algunos de los parámetros que se han monitoreado (Geoenvironmental Engineering, 2015).

No únicamente las zonas costeras del Mar Caribe Colombiano han sido objetos de estudios, debido a los problemas ambientales que se han venido desarrollando por el aumento de la población, las grandes fluctuaciones de embarcaciones y el derrame de petróleo en las aguas. En la Tabla 3, se comparan las

Tabla 2. Pautas de calidad de HAPs en sedimentos marinos

	HAP	TEL (ng/g)	PEL (ng/g)
1	Naftaleno (Naph)	34.6	391
2	Acenaftileno (Acy)	5.87	128
3	Acenafteno (Ace)	6.71	88,9
4	Fluoreno (Fl)	21.2	144
5	Fenantreno (Phe)	86.7	544
6	Antraceno (Ant)	46.9	245
7	Fluoranteno (Fla)	113	1494
8	Pireno (Pyr)	153	1398
9	Benzo (a) antraceno (BaA)	74.8	693
10	Criseno (Chr)	108	846
11	Benzo (b) fluoranteno (BbF)	-	-
12	Benzo (k) fluoranteno (BkF)	-	-
13	Benzo (a) pireno (BaP)	88.8	763
14	Indeno (1, 2, 3-cd) pireno (IP)	-	-
15	Dibenzo (a, h) antraceno (DahA)	6.22	135
16	Benzo (g, h, i) perileno (BgP)	-	-

concentraciones de HAP medidos en esta zona costera con los informados en otros países de América, se encontrarán de color amarillo aquellas concentraciones que están entre el TEL y el PEL establecidos por la NOAA y en color rojo las que estén por encima del PEL.

De acuerdo con la Tabla 2, que establece las pautas de calidad de los sedimentos, se determinó que, si Colombia estuviese regida con esta normativa, las concentraciones de HAPs encontradas en las distintas zonas de estudio no excederían el TEL, sin embargo, algunos HAPs se localizaron dentro de los rangos límites como el Fluoreno (124 ng/g) y el Pireno (209 ng/g) en el Rio Cauca y Dibenzo [a, h] antraceno (8.88 ng/g) en la Bahía de San Buenaventura; no solamente se han encontrado concentraciones dentro de los límites en la Costa Caribe Colombiana sino que también en otras partes de América donde se destaca el Estuario de Lengua en Chile que la mayoría de los reportes de HAPs caen dentro de esos valores.

Por otro lado, en Nueva Escocia y en el Lago Laurentino (Canadá), los estudios realizados por investigadores arrojaron que las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos estaban muy

por encima del PEL establecido por la NOAA; se identificó la combustión de carbón como una fuente dominante de HAP en los sedimentos de Nueva Escocia. La mayoría de los procesos de combustión de carbón se centralizaron históricamente en la región de Cape Breton debido a la gran planta siderúrgica que operó durante casi una década (MacAskill *et al.*, 2016). La incineración de biomasa y las emisiones vehiculares también demuestran su fuerza como fuentes de emisión de HAP que contribuyen a los sedimentos de Nueva Escocia (Davis *et al.*, 2019).

En el río Delaware (Estados Unidos) también se encontró una alta concentración en algunos HAPs. Una posible fuente de estas concentraciones altas, en este tramo, es la entrega de sedimentos cargados de HAP del río Schuylkill, donde hay un gran grupo industrial de refinerías, una base naval, un aeropuerto internacional y patios de desguace de vehículos (Kim *et al.*, 2017).

La protección de los sedimentos es obligatoria para preservar el buen estado ecológico de los ríos ya que los sedimentos tóxicos pueden afectar a los organismos acuáticos. El monitoreo de sedimentos proporciona una fuerte evidencia sobre la contaminación a largo plazo, ya que estos pueden acumular contaminantes con el tiempo (Sarria-Villa *et al.*, 2015).

6 Efectos en especies marinas

Además de verse afectados los sedimentos por las distintas causas anteriormente mencionadas, también se encuentran en afectación la flora y fauna marina por este tipo de contaminantes orgánicos persistentes. Una gran cantidad de estudios realizados a la fauna marina, determinaron las concentraciones de HAPs encontradas en el zooplancton, mejillones y otras especies marinas.

Varios estudios se han centrado en los compuestos de HAP en el zooplancton en Irán y en todo el mundo, el zoopláncton es considerado uno de los organismos herbívoros más importantes y su hábito de alimentación es de importancia ecológica; desempeñan un papel como transmisores de energía desde los productores primarios hasta los peces pelágicos (productores secundarios) (Alcaraz *et al.*, 2010). El muestreo de zooplancton se realizó en 3 regiones, las

cuales arrojaron concentraciones de 610 a 1310 ng/g en el puerto de Valdez, de 160 a 3650 ng/g en el mar Mediterráneo y de 560 a 2480 ng/g en el mar Negro y el mar de Mármara. En general, los componentes de HAP en el zooplancton varían según el área de estudio, su condición ambiental, las especies de zooplancton identificadas y otros factores (Nejatkhah *et al.*, 2019).

No solo el zooplancton es afectado por los HAP; los moluscos bivalvos, especialmente los mejillones, se consideran buenos biomonitores de la contaminación ambiental debido a su modo de vida sedentario, amplia distribución, alta abundancia, modo de alimentación filtradora, alta tolerancia a los cambios ambientales y su capacidad para acumular altas concentraciones de sustancias químicas en sus tejidos (Olenycz *et al.*, 2015). Estas especies fueron tomadas como muestras de la bahía de la Paz (Golfo de California) la cual se encuentra influenciada por las descargas de aguas residuales y las actividades portuarias de la Ciudad de La Paz, capital del Estado de Baja California; una investigación realizada en esta zona a mejillones presentó valores de HAP totales entre 1 y 17 veces superiores a los sedimentos, con concentraciones medias que oscilaron entre 147 y 271 ng/g peso seco. La mayoría de los mejillones tendían a tener naftaleno, fluoranteno, pireno y criseno, con pireno en los niveles más altos de todos estos HAP individuales (Arellano-Martínez *et al.*, 2020).

Ahora bien, estas especies no son las únicas encontradas en los ecosistemas acuáticos, también se hallan especies de mayor tamaño.

El bagre gafftopsail, el corvinón rojo y el pez caimán del Lago Sabine (Texas) exhibieron altos niveles de HAP de bajo peso molecular, como naftaleno y antraceno; por el contrario, los niveles de estos HAP de bajo peso molecular fueron más bajos en los tiburones toro. El único HAP de alto peso molecular que mostró niveles comparablemente elevados en bagre y corvina roja fue el dibenzo [a, h] antraceno (DahA); En los tiburones toro, los HAP de alto peso molecular, dibenzo [a,h] antraceno (DahA) e indeno [1,2,3-cd] pireno (IP) mostraron los niveles más altos en relación con todos los demás HAP (Hala *et al.*, 2020).

Tabla 3. Concentraciones de HAPs en sedimentos de varios países.

Ubicación	HAPs (ng/g peso seco)														BGP	Referencia	
	Naph	Acy	Ace	Fl	Phe	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	IP			DahA
Golfo de Mosquillo	nd	0.45	Nd	1.03	0.42	0.72	1.39	1.42	2.83	nd	3.95	5.90	1.80	nd	nd	Mejía, 2015	
Bahía de Cartagena	6.25	1.35	0.78	1.54	34.1	30.8	3.93	4.94	3.87	2.47	10.0	19.7	2.21	nd	2.93		
Colombia Puertos de Barranquilla y Santa Marta	1.52	0.21	Nd	0.28	8.09	0.90	1.34	2.06	0.83	0.41	0.88	0.86	0.54	nd	0.81		
Río Cauca	-	-	Nd	124	nd	29.6	-	209	14.2	nd	170	164	13.1	14.5	-	282	Sarria-Villa et al., 2015
Bahía de Tumaco	<0.15	4.04	0.37	5.67	6.41	0.83	3.66	4.10	0.80	0.90	2.14	0.76	1.19	1.64	0.63	1.05	Rosero et al., 2021
Bahía de Buenaventura	-	-	0.68	15.1	29.4	10.1	12.4	33.1	0.59	7.0	17.6	16.4	16.2	15.4	8.88	4.19	Casanova et al., 2008
Bahía Málaga	-	-	0.23	12.2	28.6	8.09	4.96	24.5	-	-	1.64	1.12	1.65	0.51	-	2.27	
Bahía Pírdz	-	0.21	1.45	1.48	2.84	0.16	2.80	2.84	0.60	1.54	1.30	0.68	0.21	0.32	-	0.60	Xue et al., 2016
Antártica Bancos Fram y Four Ladies	-	0.21	1.68	2.15	3.52	0.22	2.60	3.14	0.67	1.81	1.78	0.70	0.31	0.40	-	0.95	
Cañón	-	0.12	1.54	2.23	3.48	0.19	2.15	2.10	0.25	0.62	0.57	0.21	0.04	nd	-	nd	
Argentina Puerto Galván	O 35	2	3	1	22	nd	11	10	nd	18	nd	nd	nd	nd	nd	nd	Recabarren-Villalón et al., 2021
I	7	1	Nd	nd	30	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.1	
P	10	3	0.9	2	9	9	10	6	8	40	nd	nd	0.6	nd	nd	nd	
V	2	5	4	4	68	77	nd	nd	nd	35	nd	nd	5	nd	nd	nd	
Brasil Bahía Santos	0.35	0.45	Nd	0.03	2.96	1.40	7.44	6.63	6.27	11.6	15.1	10.7	10.5	13.0	4.55	14.5	De Almeida et al., 2018
Estuario Oya-pock	5.58	1.36	0.61	1.02	2.64	0.70	3.20	3.30	1.66	2.96	4.45	-	1.17	1.77	0.95	2.92	Martins et al., 2020

		HAPs (ng/g peso seco)																
Ubicación	Naph	Acy	Ace	Fl	Phe	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	IP	DahA	BgP		
Canadá	Estuario y Golfo de St. Lawrence	8.2	< 31	1.94	7.9	46.3	11.2	64.6	83.8	23.9	35.0	39.1	9.6	39.5	142	13.6	40.7	Davis <i>et al.</i> , 2019
	Nueva Escocia ($\times 10^4$)	0.11	0.02	0.11	0.13	0.59	0.28	1.37	0.95	0.47	0.56	0.35	0.29	0.35	0.17	0.05	0.16	
	Muelle Lago Laurentino ($\times 10^4$)	nd	0.025	0.072	0.131	0.605	0.024	0.631	0.560	0.301	0.329	0.365	0.160	0.277	0.214	0.07	0.222	
	Estuario Lengua	10.6	nd	87.2	9.66	142	52.1	356	342	135	144	172	81.6	87	82.8	99.0	123	Pozo <i>et al.</i> , 2011
Cuba	Bahía Cienfuegos	5.73	0.82	1.47	7.51	36.3	3.48	8.65	4.71	<0.57	2.96	1.72	<0.69	<0.62	<0.56	<0.56	<0.48	Miguel-Gallo <i>et al.</i> , 2017
	Golfo de California	2.53	<0.01		3.76	7.72	-	5.68	7.56	3.25	6.74	<0.01			3.91	-	3.26	Roldán-Wong <i>et al.</i> , 2019
Estados Unidos	Península Delmarva	9.00	-	2.00	4.00	32.0	7.00	77.0	59.0	35.0	34.0	52.0	30.0	39.0	34.0	13.0	45.0	Kim <i>et al.</i> , 2017
	Río Delaware	142	-	95.0	379	624	178	694	933	737	820	396	201	602	393	102	460	
	Lago Michigan	6.20	1.40	-	0.22	70.4	9.10	134	110	55.8	75.9	28.5	22.5	2.7	18.2	24.9	6.7	Huang <i>et al.</i> , 2014
México	Río Coatzacoalcos	13.4	0.80	1.00	2.90	5.60	0.80	1.90	1.80	1.00	1.90	0.50	1.80	1.60	1.60	0.00	1.20	Ruiz-Fernández <i>et al.</i> , 2015
	Las Matas	74.2	50.9	35.7	43.4	60.1	15.4	152	66.5	6.90	16.5	12.1	4.20	16.6	5.2	4.4	6.5	Ruiz-Fernández <i>et al.</i> , 2011
Nicaragua	Lago Nicaragua ($\times 10^4$)	11.7	1.79	0.25	0.17	1.97	0.23	1.77	1.74	0.26	0.24	0.4	0.45	0.46	0.81	nd	1.25	Scheibye <i>et al.</i> , 2013
	Río Tingo	-	10.7	23.8	8.83	26.9	2.54	11.6	13.6	8.81	5.25	23.0	0.0063	13.9	18.7	0.28	23.6	Orecchio <i>et al.</i> , 2015
Perú	Río Huallaga	-	3.33	0.62	3.80	31.6	1.30	10.2	12.7	3.51	2.91	0.0046	0.0046	0.63	0.0056	0.0096	0.0056	
	Sedimento de Mima	-	6.70	23.0	72.0	561	37.0	88.0	146	18.0	20.0	13.0	4.00	0.003	0.034	1.76	0.34	
	Lago Quilacocha	-	13.0	2.00	21.0	158	13.0	60.0	69.0	25.0	1.70	5.90	2.70	3.80	0.14	0.04	0.023	
	Río San Juan	-	5.99	5.83	6.38	41.6	2.67	14.8	15.7	5.22	3.70	0.16	0.05	0.63	0.08	0.29	0.05	
Puerto Rico	Bahía de Jobs y La Parguera	34.8	6.04	5.81	5.66	120	11.8	109	89.5	27.3	28.5	36.0	15.3	23.7	12.6	3.22	8.23	Aldarondo-Torres <i>et al.</i> , 2010

HAPs estudiados: Naftaleno (Naph), acenafileno (Acy), acenafeno (Ace), fluoreno (Fl), fenantreno (Phe), antraceno (Ant), fluoranteno (Fla), pireno (Pyr), benzo[a] antraceno (BaA), criseno (Chr), benzo[b] fluoranteno (BbF), benzo[k] fluoranteno (BkF), benzo[a] pireno (BaP), indeno[1,2,3-cd] pireno (IP), dibenzo[a,h] antraceno (DahA), and benzo[g,h,i] perileno (BgP). Las abreviaturas O, I, P y V en Puerto Galvan, Argentina hacen referencia a las estaciones del año, otoño, invierno, primavera y verano.

El predominio general de HAP de bajo peso molecular en bagres, corvinas rojas y caimanes indicó exposición principalmente a HAP petrogénicos (Wang *et al.*, 2014).

Si incluimos a los reptiles marinos, la gran proporción de HAP de bajo peso molecular en relación con HAP de alto peso molecular en las muestras de sangre de tortuga verde sugiere que la fuente de estos compuestos es la contaminación por petróleo en lugar de fuentes pirolíticas. La costa norte del Mar de Omán fue seleccionada para este estudio debido a que los problemas asociados con el desarrollo extensivo, la urbanización, la industrialización y las áreas portuarias han tenido un impacto significativo en esta área, lo que sugiere que los animales costeros probablemente estén expuestos a la contaminación (Sinaei & Zare, 2019).

Para culminar con la fauna marina, existen pocos estudios sobre el análisis de HAP en mamíferos marinos (ballenas, delfines y marsopas) y la mayoría de los trabajos se centran en los contaminantes orgánicos persistentes como PCB, pesticidas organoclorados, PBDE y compuestos perfluorados, los HAP se trataron como datos accesorios; la naftalina fue el HAP predominante encontrado en los tejidos de los mamíferos marinos en casi todos los trabajos publicados (Lourenço *et al.*, 2021).

7 Conclusiones

Los HAP tienden a adherirse a las partículas en el agua de mar y luego se acumulan en los sedimentos superficiales debido a su hidrofobicidad; por lo tanto, se acumulan más contaminantes en los sedimentos superficiales (0-10 cm) que en los sedimentos más profundos y, por lo tanto, son más representativos de la contaminación ambiental y el riesgo ecológico (Pan *et al.*, 2022). Las investigaciones realizadas en el transcurrir de los años han demostrado que las principales fuentes de contaminación de los sedimentos marinos se originan debido a los derrames de petróleo en las aguas, al tráfico de embarcaciones y en gran medida al aumento de la población; esta contaminación trae como consecuencia efectos adversos en la fauna y flora marina además daños en la salud humana por el consumo de animales acuáticos y la exposición a largo plazo a un alto contenido de HAP

repercuten en daños a nivel renal, nivel pulmonar, disminución de la función del sistema inmunológico y cáncer (Abdel-Shafy & Mansour, 2016).

Colombia no cuenta con una normativa propia que establezca los límites permitidos en el cual se puedan encontrar las concentraciones de estos contaminantes orgánicos persistentes, y a pesar de que no hubieron registros de valores por encima de los plasmados por la NOAA en las zonas estudiadas, este tipo de contaminantes son sustancias químicas que tienen la capacidad de persistir en los sedimentos marinos, llevando a bioacumularse en el transcurso de los años y sobrepasar los valores permitidos.

Conociendo el daño que genera la presencia de los HAP en la vida marina, se deben crear estrategias para disminuir aquellos factores que son de mayor influencia en la contaminación de los sedimentos marinos que se encuentran cerca a zonas industriales y costeras de varias ciudades del globo, esto con el fin de disminuir la afectación de la fauna y la flora marina que trae consigo un gran impacto en la salud humana, debido al consumo de peces y moluscos ya que algunos HAPs con 4-6 anillos de benceno, de alto peso molecular, son más resistentes a la biodegradación y estos presentan propiedades cancerígenas y genotóxicas.

Referencias

- [1] H.I. Abdel-Shafy & M.S. Mansour, "A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation". *Egypt. J. Pet.*, vol. 25, no. 1, pp. 107-123, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>
- [2] M. Alcaraz, R. Almeda, A. Calbet, E. Saiz & C. Duarte, "The role of Arctic zooplankton in biogeochemical cycles: respiration and excretion of ammonia and phosphate during summer". *Polar Biol.*, vol. 33, no. 12, pp. 1719-1731, 2010. <https://doi.org/10.1007/s00300-010-0789-9>
- [3] J. Aldarondo-Torres, F. Samara, I. Mansilla-Rivera, D. Aga & C. Rodríguez-Sierra, "Trace metals, PAHs, and PCBs in sediments from

- the Jobos Bay area in Puerto Rico”. *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 60, no. 8, pp. 1350-1358, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.06.006>
- [4] T. Agarwal, P. Khillare, V. Shridhar & S. Ray, “Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India”. *J. Hazard. Mater.*, vol. 163, no. 2-3, pp. 1033-1039, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.058>
- [5] M. Arellano-Martínez, N. Roldán-Wong, K. Kidd, B. Ceballos-Vázquez & A. Rivera-Camacho, “Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mussels (*Modiolus capax*) from sites with increasing anthropogenic impact in La Paz Bay, Gulf of California”. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, vol. 33, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100948>
- [6] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), “Toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): health effects associated with PAH exposure”. *Environ. Health Prev. Med.*, vol. 1, pp. 1-68, 2012.
- [7] R. Casanova, C. Celis & G. Bastidas, “Evaluación de los niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos en sedimentos de las principales bahías del pacífico colombiano”. *Boletín Científico CCCP*, vol. 15, pp. 47-59, 2008. <https://ojs.dimar.mil.co/index.php/CCCP/article/view/399>
- [8] CCME, “Canadian Soil Quality Guidelines for Carcinogenic and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) (Environmental and Human Health Effects)” Scientific Criteria Document revised, Canadian Council of Ministers of the Environment, p. 216, 2010. <https://ccme.ca/en/res/polycyclic-aromatic-hydrocarbons-2010-canadian-soil-quality-guidelines-for-the-protection-of-environmental-and-human-health-en.pdf>
- [9] S. Choi, S. Seo, H. Kwon, M. Park & I. Lee, “Contamination characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in river and coastal sediments collected from the multi-industrial city of Ulsan, South Korea”. *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 160, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111666>
- [10] S. Choi, H. Kwon, Y. Lee, E. Park & J. Oh, “Improving the spatial resolution of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons using passive air samplers in a Multi-industrial city”. *J. Hazard. Mater.*, vol. 241-242, pp. 252-258, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.09.039>
- [11] E. Davis, T. Walker, M. Adams, R. Willis, G. Norris & R. Henry, “Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in small craft harbor (SCH) surficial sediments in Nova Scotia, Canada”. *Sci. Total Environ.*, vol. 691, pp. 528-537, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.114>
- [12] M. De Almeida, D. Vasconcelos do Nascimento, P. De Oliveira Mafalda Jr, V. Faria Patired & A. Rizzatti de Albergaria-Barbosa, “Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of a Tropical Bay influenced by anthropogenic activities (Todos os Santos Bay, BA, Brazil)”. *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 137, pp. 399-407, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.040>
- [13] M. Engraff, C. Solere, K. Smith, P. Mayer & I. Dahllöf “Aquatic toxicity of PAHs and PAH mixtures at saturation to benthic amphipods: linking toxic effects to chemical activity”. *Aquat. Toxicol.*, vol. 102, no. 3-4, pp. 142-149. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.01.009>
- [14] H. Er-Raioui, C. Ahmed Elmamy, B. Lemine Abdellahi, A. Dartige, Z. Mohamed Lemine & P. Vadel Deida, “Hydrocarbon pollution in Atlantic coast of Mauritania (Levrier Bay Zone): Call for sustainable management”. *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 166, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112040>
- [15] P. Fernández, R. Vilanova, C. Martínez, P. Appleby & J. Grimalt, “The historical record

- of atmospheric pyrolytic pollution over Europe registered in the sedimentary PAH from remote mountain lakes". *Environ. Sci. Technol.*, vol. 34, no. 10, pp. 1906-1913, 2000. <https://doi.org/10.1021/es9912271>
- [16] Geoenvironmental Engineering. (2015). Sediment Quality Guidelines (SQGs): A Review and Their Use in Practice. <https://onx.la/1973d>
- [17] D. Hala, B. Hernout, L. Leleux, J. Lynch, K. Ramaswamy, P. Faulkner & P. Matich, "The integration of fatty acid biomarkers of trophic ecology with pollutant body-burdens of PAHs and PCBs in four species of fish from Sabine Lake, Texas". *Adv. Environ. Res.* vol. 1, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2020.100001>
- [18] N. Hansen, V. Jensen, H. Appelquist & E. Mørch, "The uptake and release of petroleum hydrocarbons by the marine mussel *Mytilus edulis*" Ninth International Conference on Water Pollution Research, Proceedings of the 9th International Conference, Stockholm, Sweden, 1978-1979, pp. 351-359, 1979. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-022939-3.50032-5>
- [19] L. Huang, S. Chernyak & S. Batterman, "PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons), nitro-PAHs, and hopane and sterane biomarkers in sediments of southern Lake Michigan, USA". *Sci. Total Environ.*, vol. 487, pp. 173-186, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.131>
- [20] Ideam, "Guías para manejo seguro y gestión ambiental de 25 sustancias químicas peligrosas y guías ambientales de almacenamiento y transporte por carretera de sustancias químicas peligrosas y residuos peligrosos, Benceno" s.f. https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/10/guias_ambientales_a_lmacenam_transp_x_carretera_sust_quimicas_res_pelig.pdf
- [21] B. Keshavarzi, M. Rastegari, F. Moore, S. Fooladivanda, A. Sorooshian & H. Biester, "Spatial distribution, environmental risk and sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments-northwest of Persian Gulf". *Cont. Shelf Res.*, vol. 193, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.104036>
- [22] A. Kim, C. Vanea, V. Moss-Hayes, S. Engelhart & A. Kemp, "PAH, PCB, TPH and mercury in surface sediments of the Delaware River Estuary and Delmarva Peninsula, USA". *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 129, no. 2, pp. 835-845, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.008>
- [23] K.H. Kim, S. Jahan, E. Kabir, R. Brown, "A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects". *Environ. Int.*, vol. 60, pp. 71-80, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.019>
- [24] E. Long, D. MacDonald, S. Smith & F. Calder, "Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments". *Environ. Manag.*, vol. 19, no. 1, pp. 81-97, 1995. <https://doi.org/10.1007/BF02472006>
- [25] R. Lourenço, S. Taniguchi, J. Da Silva, F. Costa & M. Caruso, "Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine mammals: A review and synthesis". *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 171, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112699>
- [26] D. Maciel, J. Souza, S. Taniguchi, M. Bicego & E. Zanardi-Lamardo, "Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in an urbanized tropical estuary and adjacent shelf, Northeast of Brazil". *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 101, no. 1, pp. 429-433, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.051>
- [27] D. MacAskill, T. Walker, K. Oakes & M. Walsh, "Forensic assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons at the former Sydney tar ponds and surrounding environment using fingerprint techniques". *Environ. Pollut.*, vol.

- 212, pp. 166-177, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.060>
- [28] I. Manciualea & L. Dumitrescu, "Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)" Transilvania University of Braşov, s.f. <https://n9.cl/styqv>
- [29] C. Martins, M. Pichler, F. Souza & V. dos Santos, "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the amazon coast: Evidence for localized sources in contrast to massive regional biomass burning". *Environ. Pollut.*, vol. 268, Part B, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115958>
- [30] J. Masih, R. Singhvi, K. Kumar, V. Jain & A. Taneja, "Seasonal variation and sources of PAHs indoor and outdoor air in a semi-arid tract of Northern India". *Aerosol Air Qual. Res.*, vol. 12, no. 4, pp. 515-525, 2012. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2011.11.0192>
- [31] G. Mejia Monterroza, "Hidrocarburos Aromaticos Policiclicos en la Costa Caribe Colombiana y posibles fuentes de contaminación" [Tesis de Magister, Universidad de Cartagena], Repositorio Institucional Universidad de Cartagena, 2015. <https://hdl.handle.net/11227/2163>
- [32] Y. Miguel-Gallo, M. Gómez-Batista & C. Alonso-Hernández, "Levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in *Perna viridis*, in Cienfuegos Bay, Cuba". *Polycycl Aromat Compd.*, vol. 39, no. 2, pp. 139-147, 2019. <https://doi.org/10.1080/10406638.2017.1293697>
- [33] A. Mishra, Y. Lehahn, Y. Rudich & I. Koren, "Co-variability of smoke and fire in the Amazon basin". *Atmos. Environ.*, vol. 109, pp. 97-104, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.03.007>
- [34] P. Nejatkhah, F. Khaksar, A. Ashja, E. Abedi & A. Saleh, "Concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in zooplanktons of Bushehr coastal waters (north of the Persian Gulf)". *Mar. Pollut. Bull.* vol. 140, pp. 35-39, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.029>
- [35] NOAA, "Screening Quick Reference Tables", 2008, <https://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/SQuiRTs.pdf>
- [36] M. Olenycz, A. Sokolowski, A. Niewińska, M. Wołowicz, J. Namieśnik, H. Hummel & J. Jansen, "Comparison of PCBs and PAHs levels in european coastal water using mussels from the *Mytilus edulis* complex as bio-monitors". *Oceanología*, vol. 57, no. 2, pp. 196-211, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ocean.2014.12.001>
- [37] S. Orecchio, F. Bianchini, R. Bonsignore, P. Blandino, S. Barreca & D. Amorello, "Profiles and Sources of PAHs in Sediments from an Open-Pit Mining Area in the Peruvian Andes". *Polycycl Aromat Compd*, vol. 36, no. 4, pp. 429-451, 2016. <https://doi.org/10.1080/10406638.2015.1005242>
- [38] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, "La contaminación del suelo: una realidad oculta". *Food & Agriculture Org*, 2009, <https://www.fao.org/3/i9183es/i9183es.pdf>
- [39] L. Pan, J. Sun, Y. Ma, H. Qin & Z. Li, "An integrated approach using chemical ecological risk assessment and multi-integrated biomarker indexes approach to assess pollution: A case study of *Ruditapes philippinarum* in four bays on the Shandong Peninsula in China". *Environ. Res.*, vol. 203, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111793>
- [40] A. Pejman, G. Nabi, M. Ardestani, M. Saeedi & A. Baghvand, "A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study". *Ecol. Indic.*, vol. 58, pp. 365-373, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.012>
- [41] C. Pies, B. Hoffmann, J. Petrowsky, Y. Yang, T. Ternes & T. Hofmann, "Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils".

- Chemosphere*, vol. 72, no. 10, pp. 1594-1601, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.021>
- [42] K. Pozo, G. Perra, V. Menchi, R. Urrutia, O. Parra, A. Rudolph & S. Focardi, "Levels and spatial distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Lengua Estuary, central Chile". *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 62, no. 7, pp. 1572-1576, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.037>
- [43] A. Quijano, M. Quijano & I. Melendez, "Quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in particule matter PM_{2,5} in a residential area of Pamplona, Colombia". *Rev. Luna Azul*, no. 40, pp. 85-101, 2015. <https://doi.org/10.17151/luaz.2015.40.7>
- [44] K. Reategui, "Hidrocarburos aromáticos policíclicos durante la combustión espontanea del carbon" Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias de la Tierra, Caracas, 2017. <https://onx.la/5360f>
- [45] T. Recabarren-Villalón, A. Ronda, A. Oliva, A. Lopez Cazorla, J. Marcovecchio & A. Arias, "Seasonal distribution pattern and bioaccumulation of Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in four bioindicator coastal fishes of Argentina". *Environ. Pollut.*, vol. 291, diciembre 2021, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118125>
- [46] N. Roldán-Wong, K. Kidd, B. Ceballos-Vázquez, A. Rivera-Camacho & M. Arellano-Martínez, "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mussels (*Modiolus capax*) from sites with increasing anthropogenic impact in La Paz Bay, Gulf of California". *Reg. Stud. Mar. Sci.*, vol. 33, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100948>
- [47] M. Rosero, J. Angulo-Cuero, M. Tadeu, R. Garrett, A. Palacio-Cortés & B. Aristizábal, "Impact of polycyclic aromatic hydrocarbons in mangroves from the Colombian pacific coast: Evaluation in sediments and bivalves". *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 172, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112828>
- [48] A. Ruiz-Fernández, J. Betancourt Portela, J. Sericano, J. Sanchez-Cabeza, L. Espinosa, J. Cardoso-Mohedano, J. Pérez-Bernal & J. Garay Tinoco, "Coexisting sea-based and land-based sources of contamination by PAHs in the continental shelf sediments of Coatzacoalcos River discharge área (Gulf of Mexico)". *Chemosphere*, vol. 144, pp. 591-598, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.081>
- [49] A. Ruiz-Fernandez, M. Sprovieri, R. Piazza, M. Frignani, J. Sanchez-Cabeza, M. Feo, L. Giorgio Bellucci, M. Vecchiato, L. Pérez-Bernal & F. Páez-Osuna, "Pb-derived history of PAH and PCB accumulation in sediments of a tropical inner lagoon (Las Matas, Gulf of Mexico) near a major oil refinery". *Geochim. Cosmochim. Acta*, vol. 82, pp. 136-153, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2011.02.041>
- [50] M. Saha, A. Togo, K. Mizukawa, M. Murakami, H. Takada, M. Zakaria, N. Chiem, B. Tuyen, M. Prudente & R. Boonyatumnond, "Sources of sedimentary PAHs in tropical Asian waters: differentiation between pyrogenic and petrogenic sources by alkyl homolog abundance". *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 58, no. 2, pp. 189-200, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.04.049>
- [51] R. Sarria-Villa, W. Ocampo-Duque, M. Páez, M. Schuhmacher, "Presence of PAHs in water and sediments of the Colombian Cauca River during heavy rain episodes, and implications for risk assessment". *Sci. Total Environ.*, vol. 540, pp. 455-465, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.020>
- [52] K. Scheibye, J. Weisser, O. Borggaard, M. Larsen, P. Holm, K. Vammen & J. Christensen, "Sediment baseline study of levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in Lake Nicaragua". *Chemosphere*, vol. 95, pp. 556-565, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.09.115>
- [53] M. Sinaei & R. Zare, "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and some biomarkers

- in the green sea turtles (*Chelonia mydas*)". *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 146, pp. 336-342, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.024>
- [54] K. Srogi, "Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: A review" *Environ. Chem. Lett.*, vol. 5, no. 4, pp. 169-195, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10311-007-0095-0>
- [55] US EPA (United States Environment Protection Agency), "Extra polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) fact sheet" 2013, https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-03/documents/pahs_factsheet_cdc_2013.pdf
- [56] H.-S. Wang, Y.-B. Man, F.-Y. Wu, Y.-G. Zhao, C. Wong & M.-H. Wong, "Oral bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) through fish consumption, based on an in vitro digestion model". *J. Agric. Food Chem.*, vol. 58, no. 21, pp. 11517-11524, 2010. <https://doi.org/10.1021/jf102242m>
- [57] Z. Wang, Z. Liu, K. Xu, L. Mayer, Z. Zhang, A. Kolker & W. Wu, "Concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface coastal sediments of the northern Gulf of Mexico", *Geochem. Trans.*, vol. 15, no. 2, 2014. <https://doi.org/10.1186/1467-4866-15-2>
- [58] R. Xue, L. Chen, Z. Lu, J. Wang, H. Yang, J. Zhang & M. Cai, "Spatial distribution and source apportionment of PAHs in marine surface sediments of Prydz Bay, East Antarctica", *Environ. Pollut.*, vol. 219, pp. 528-536, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.084>