

BIOMONITORIZACIÓN DE METALES PESADOS EN ELASMOBRANQUIOS NO COMERCIALES EN LA REGIÓN DE MURCIA

Biomonitoring of heavy metals in non-commercial elasmobranchi in the Region of Murcia

Jiménez Natoli, Cristina¹; Peñalver García, José^{1,2*}; Mármol, Marta¹; García-Fernández, Antonio J^{1,3}; Navas, Isabel^{1,3}.

1. SerToxMur, Servicio de Toxicología y Veterinaria Forense, Facultad de Veterinaria, Universidad de Murcia, Centro de Investigación Multidisciplinar Pleiades-Vitalys, Campus de Espinardo, 30100 Murcia.
2. Dirección General de Producción Agrícola y Pesquera, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
3. Grupo Toxicología y Evaluación de Riesgos, Instituto Murciano de Investigación Biosanitaria (IMIB) Pascual Parrilla, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, 30100 Murcia.

***Autor correspondencia:** José Peñalver García, josepenalver@um.es

Tipo de trabajo: Trabajo de Fin de Grado (Veterinaria).

Recibido: 23/04/2026

Aceptado: 29/04/2026

RESUMEN

Los metales pesados constituyen una amenaza tanto para los seres vivos que habitan los ecosistemas marinos como los terrestres. Los elasmobranchios (tiburones y rayas), por su posición trófica elevada y longevidad prolongada, son especialmente susceptibles a su bioacumulación. Los objetivos de este estudio fueron: 1) evaluar el grado de exposición a metales pesados en elasmobranchios no comerciales en el litoral murciano, 2) evaluar las posibles consecuencias sobre la salud de dichas especies y 3) estimar el potencial riesgo para la población humana si se consumen. Se cuantificaron las concentraciones (mg/kg, p.h.) de Hg, Cd, Pb, As y Se en hígado y músculo de siete especies de tiburones y dos de rayas, capturados o varados durante el periodo 2010-2024. Las concentraciones máximas de Hg se detectaron en hígado de tiburones (14.42 ± 16.44), seguido

del músculo (3.81 ± 3.88). En cuanto al Cd, las concentraciones más elevadas en hígado se hallaron en tiburones (1.25 ± 2.04), no detectándose Cd ni Pb en músculo. As se encontró en mayor concentración en hígado de tiburones (20.66 ± 17.63) y en músculo de rayas (41.90 ± 30.87). Por último, las mayores concentraciones de Se tanto en hígado (7.61 ± 7.3) como músculo (1.38 ± 3.1) fue en tiburones. Se observaron diferencias significativas en las concentraciones de Cd y Se entre los tejidos, encontrando concentraciones más elevadas en tejido hepático. Se observaron diferencias significativas entre especies, pero no por la zona ni el sexo. En cuanto al riesgo para la salud pública que pueden presentar estos metales pesados, más del 75% de los especímenes muestreados presentaron concentraciones musculares de Hg superiores a los límites legales establecidos para el consumo humano.

Palabras clave: Metales pesados, elasmobranquios, biomonitorización

ABSTRACT

Heavy metals pose a threat to both marine and terrestrial ecosystems. Elasmobranchs (sharks and rays), due to their high trophic position and long lifespan, are particularly susceptible to bioaccumulation. The objectives of this study were: 1) to assess the degree of exposure to heavy metals in non-commercial elasmobranchs along the Murcia coast, 2) to evaluate the potential health consequences for these species, and 3) to estimate the potential risk to human populations if consumed. Concentrations (mg/kg, w.w) of Hg, Cd, Pb, As, and Se were quantified in the liver and muscle of seven shark species and two ray species, captured or stranded between 2010 and 2024. The highest concentrations of mercury (Hg) were detected in shark livers (14.42 ± 16.44), followed by muscle (3.81 ± 3.88). Regarding cadmium (Cd), the highest concentrations in the liver were found in sharks (1.25 ± 2.04), with no Cd or lead (Pb) detected in muscle. As was found in the highest concentrations in the liver of sharks (20.66 ± 17.63) and in the muscle of rays (41.90 ± 30.87). Finally, the highest concentrations of selenium (Se) in both the liver (7.61 ± 7.3) and muscle (1.38 ± 3.1) were found in sharks. Significant differences in Cd and Se concentrations were observed between tissues, with higher concentrations found in liver tissue. Significant differences were observed between species but not by region or sex. Regarding the public health risk posed by these heavy metals, more than 75% of the sampled specimens showed muscle Hg concentrations exceeding the legal limits established for human consumption.

Keywords: Heavy metals, elasmobranchs, biomonitoring

INTRODUCCIÓN

Los elementos metálicos pueden ser esenciales para procesos biológicos en dosis controladas, pero resultan tóxicos al elevarse sus concentraciones (Alves et al., 2016; Rechimont et al., 2024; Lara et al., 2022). Metales como el Hg, Cd y Pb representan un riesgo para la salud incluso en dosis bajas si la exposición es prolongada (Storelli, 2009; Torres et al., 2017).

La preocupación colectiva obliga a evaluar el grado de exposición de estas especies, las posibles consecuencias para su salud y el riesgo potencial para la población humana derivado de su consumo y las posibles alteraciones hepáticas, neurológicas y reproductivas (Benedicto et

al., 2008; Tchounwou et al., 2012; Alves et al., 2022). La seguridad alimentaria relativa al consumo de carne de pescado está regulada por el Reglamento (UE) 2023/915, que establece límites máximos para Pb (0.30 mg/kg), Cd (0.050 mg/kg) y Hg (1 mg/kg en tiburones y 0.50 mg/kg en rayas).

Estos contaminantes se liberan al medio por procesos naturales (clima, volcanes) y actividades antropogénicas como la industria, minería y quema de combustibles (Sisma-Ventura et al., 2024; Burger et al., 2011; Gautam et al., 2016). A través de ríos y escorrentías, llegan al mar y se almacenan en el fondo marino mediante sedimentación, convirtiendo a los ecosistemas de aguas profundas en focos de concentración de

metales que afectan a la fauna local (Burger et al., 2011; Delgado-Suarez et al., 2023; Sisma-Ventura et al., 2024).

El mar Mediterráneo es especialmente vulnerable debido a su carácter de cuenca semicerrada y escaso intercambio de aguas, lo que favorece la retención de contaminantes (Bezerra et al., 2019). Esta región, caracterizada por una alta industrialización y densidad poblacional, presenta niveles de contaminación metálica de los más altos a nivel mundial (Delgado-Suarez et al., 2023; Sisma-Ventura et al., 2024). Específicamente, el litoral murciano muestra concentraciones elevadas de Hg tanto en sedimentos como en la biota (Martínez-López et al., 2019b).

Los elasmobranquios estudiados (tiburones y rayas) son estrategias de la K, es decir, se caracterizan por crecimiento lento, madurez tardía y baja fecundidad (Delaval et al., 2021), lo que aumenta su susceptibilidad a la contaminación y la sobreexplotación (Barría et al., 2018; Carrasco-Puig et al., 2023; Sisma-Ventura et al., 2024). No obstante, el 53% de estas especies en el Mediterráneo están en peligro de extinción, y el desplazamiento de la pesca hacia aguas profundas aumenta su exposición al mercurio acumulado en los sedimentos (Dulvy et al., 2016; Blum et al., 2020; Liu et al., 2021).

Mientras los tiburones actúan como depredadores superiores (Hauser-Davis et al., 2021; Riesgo et al., 2022), las rayas habitan ambientes demersales donde los metales tienden a acumularse (Bezerra et al., 2019; Arroyo et al., 2021; Türkmen et al., 2013). Su papel clave en el ecosistema y su capacidad para reflejar el estado del hábitat los convierte en excelentes centinelas de la contaminación marina (Barrera-García et al., 2012; Torres et al., 2017; Arroyo et al., 2021).

La susceptibilidad de los tiburones se debe a su eficiente absorción, bajas tasas de excreción y alta posición trófica (Lozano-Bilbao et al., 2018). Debido a que los metales son altamente persistentes por no ser biodegradables (Ali

et al., 2019), se acumulan en los tejidos de la especie mencionada mediante procesos de bioacumulación y biomagnificación (Hauser-Davis et al., 2021), permitiendo la transmisión de contaminantes hacia los humanos (Lira-Lerma et al., 2023). Grupos vulnerables como mujeres embarazadas y niños presentan mayor susceptibilidad, destacando el riesgo de transferencia placentaria del mercurio (Hauser-Davis et al., 2024; Lisón et al., 2017).

Este trabajo aborda el estudio de elasmobranquios no comerciales y protegidos de la costa de Murcia según el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

MATERIAL Y MÉTODOS

1. Toma de muestras

Los ejemplares estudiados proceden tanto de varamientos ocurridos en el litoral de la Región de Murcia como de decomisos de animales de especies protegidas realizados por personal del Servicio de Pesca y Acuicultura de la Dirección General de la Producción Agrícola, Ganadera y Pesquera entre los años 2010 y 2024. Se realizó una necropsia reglada de los ejemplares procediéndose a la toma de muestras de tejidos internos (hígado $n=19$, músculo $n=17$) procedente de 16 tiburones y 6 rayas. Las muestras extraídas se mantuvieron en congelación (-20°) hasta su análisis en el Laboratorio Agrario y de Medio Ambiente en el marco del “Programa Regional de Monitorización de Contaminantes en Fauna Marina” del Servicio de Pesca y Acuicultura.

Dichos varamientos tuvieron lugar en cuatro zonas –Águilas, Mazarrón, Cartagena y San Pedro del Pinatar– de la costa del mar Mediterráneo durante el periodo 2010-2024. En todos los casos en los que fue posible, se tomaron los datos correspondientes a las variables es-

pecie, zona, estado de conservación, sexo, mes de recolección, longitud, concentración de los metales y ratio molar Se/Hg.

2. Análisis de los metales

Los análisis de metales se realizaron en el Laboratorio Agroalimentario y de Sanidad Animal (LAYSA) de la Región de Murcia (España), en colaboración con el Grupo de Investigación Toxicología y Veterinaria Forense de la Universidad de Murcia.

Análisis de Hg: Se utilizó un analizador directo de mercurio –DMA-80, Milestone, Italia– con espectrofotometría de absorción atómica, con un límite de cuantificación de 0.01 mg/kg. Las muestras de 0.1 g en peso húmedo se cargaron en navéculas de níquel. La curva de calibrado fue calculada con 11 puntos (por duplicado) de 0 a 1004 ng de mercurio. La precisión y exactitud del método fue comprobada utilizando material de referencia certificado (CRM) –Mercurio estándar AAS–, Fluka, 1000 mg/L Hg en 12% 14 de ácido nítrico, preparado con Hg de alta pureza, HNO₃ TraceSELECT® y agua TraceSELECT® Ultra (ambos de Honeywell, Estados Unidos).

Para el análisis de Cd, Pb, As y Se se siguió el protocolo descrito en Martínez-López et al. (2019a). Se procedió a pesar entre 0.8 y 0.9 g de muestra para músculo y entre 0.6 y 0.7 g para el hígado, con precisión de 0.1 mg en un tubo de teflón. Posteriormente se añadieron 4.5 mL de HNO₃ concentrado y 1 mL de H₂O₂ al 30%. Se llevó a cabo la digestión por microondas (250 W durante 1 min y 20 s; 250 W durante 6 min y 15 s; 600 W durante 6 min 15 s y 5 min). Se dejaron atemperar en agua unos 20 minutos. Se trasvasó el contenido a un tubo de 15 mL a través de un filtro de nylon de 0,45 mm. Para la cuantificación de estos metales se utilizó un ICP-OES. Las curvas de calibración se prepararon a partir de una solución multielemento estándar (CentiPUR, Merck, Alemania). El límite de cuantificación fue de 0.6 mg/kg para Se y As, de 0.05 mg/kg para Cd y 0.30 mg/kg para Pb.

3. Cálculo de la ratio molar Se/Hg

Para calcular los valores de la ratio molar Se/Hg las concentraciones de mercurio y selenio, expresadas en mg/kg, se convirtieron a mol/kg, aplicando las masas molares de cada elemento: 200.59 g/mol para el Hg y 78.96 g/mol para el Se. Posteriormente, se utilizó la siguiente fórmula: moles de selenio/moles de Hg.

4. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron con una hoja de cálculo Excel 2007 y el programa estadístico R Studio® versión 4.4.2 (**R Foundation for Statistical Computing**, Austria). La distribución de normalidad de los datos de metales en tejido hepático y muscular de tiburones y rayas se llevó a cabo mediante la prueba de Shapiro-Wilk. Para la comparación entre datos se usaron la prueba paramétrica T de Student o la prueba no paramétrica de Mann-Whitney, dependiendo de si los datos seguían una distribución normal o no, respectivamente. Las diferencias entre las concentraciones de metales en tiburones analizadas y las diferentes zonas donde habían sido recogidas las muestras se evaluaron con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, debido a que se compararon más de dos grupos y no seguían una distribución normal. Para medir la correlación entre los metales en cada tejido se utilizó el test de correlación de Spearman. Todas las diferencias y correlaciones se consideraron significativas cuando $p < 0.05$.

RESULTADOS

1. Concentraciones de metales en elasmobranquios

Las concentraciones más elevadas de mercurio y cadmio se observaron ambas en hígado de tiburón (53.40 mg/kg y 8.03 mg/kg, respectivamente). En cuanto al plomo, el único valor detectado se encontró en el hígado de una raya

(0.03 mg/kg). Por último, las concentraciones más elevadas de arsénico y selenio se obtuvieron también en hígado de tiburón (61.80 mg/kg y 26.20 mg/kg, respectivamente). La ratio molar Se:Hg en el músculo fue inferior a 1 en la mayoría de los casos, salvo en tres ejemplares de tiburones, que presentaron valores superiores. En el hígado, esta ratio también fue generalmente menor a 1, con la excepción de un único caso, correspondiente a un tiburón, en el que se superó dicho valor.

En la tabla 1 se presentan los estadísticos descriptivos de las concentraciones de los metales pesados analizados (mediana, media, desviación típica, valores mínimo y máximo), expresadas en mg/kg de peso húmedo de tejido, de tiburones y rayas.

La prueba de normalidad Shapiro-Wilk mostró que las variables de concentración de los metales en los tejidos de todos los individuos presentaban una distribución no normal. Por ello, para la comparación de las medianas de las concentraciones de los metales en cada tejido se utilizó la prueba de Mann-Whitney. Respecto a las concentraciones totales de metales de tejido hepático y muscular de tiburones y rayas, se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p<0.05$) entre los tejidos para cadmio y selenio, donde las concentraciones fueron más elevadas en hígado. Además, también se comparó la ratio molar entre ambos órganos, encontrándose diferencias estadísticamente significativas ($p<0.05$), con un valor más elevado en el hígado.

Tabla 1. Concentraciones de los metales en los tejidos de todas las especies estudiadas, expresadas en mg/kg de peso fresco. Media $\pm$ Desviación Estándar, Mediana, (Mínimo-Máximo).

	Hg	Cd	Pb	As	Se	Ratio molar Se:Hg
TODOS LOS ESPECÍMENES						
Músculo n=18	3.57 $\pm$ 4.92			25.88 $\pm$ 23.75	0.97 $\pm$ 2.44	0.27 $\pm$ 0.72
	1.49	n.d.	n.d.	17.20	0.43	0.003
	(n.d.-18.26)			(0.81-78.40)	(0-10.60)	(0-2.80)
Hígado n=20	11.56 $\pm$ 14.77	0.93 $\pm$ 1.79	0.001 $\pm$ 0.001	18.78 $\pm$ 15.45	5.88 $\pm$ 6.52	0.47 $\pm$ 0.87
	4.99	0.43	n.d.	15.30	3.52	0.09
	(n.d.-53.40)	(n.d.-8.03)	(n.d(19)-0.03)	(3.41-61.80)	(0.41-26.20)	(0-3.46)
TIBURONES						
Músculo n=12	3.81 $\pm$ 3.88			18.14 $\pm$ 17.28	1.38 $\pm$ 3.10	0.28 $\pm$ 0.80
	1.88	n.d	n.d	10.14	0.61	0.02
	(1.01-13.5)			(0.81-53.60)	(n.d.-10.60)	(0-2.80)
Hígado n=15	14.42 $\pm$ 16.44	1.25 $\pm$ 2.04		20.66 $\pm$ 17.63	7.61 $\pm$ 7.30	0.53 $\pm$ 0.91
	4.99	0.49	n.d	14.18	6.54	0.19
	(0.37-53.40)	(n.d.-8.03)		(4.35-61.80)	(0.41-26.20)	(0-3.46)
RAYAS						
Músculo n=6	0.45 $\pm$ 0.42			41.90 $\pm$ 30.87	0.28 $\pm$ 0.29	0.25 $\pm$ 0.50
	0.42	n.d.	n.d.	43.70	0.26	0.003
	(n.d.-1.33)			(5.32-78.40)	(n.d.-0.60)	(0-0.98)
Hígado n=3	0.09 $\pm$ 0.14	0.05 $\pm$ 0.03	0.008 $\pm$ 0.015	11.67 $\pm$ 7.40	1.39 $\pm$ 0.55	0.05 $\pm$ 0.007
	0.00	0.06	n.d	11.63	1.43	0.05
	(n.d.-0.25)	(n.d.-0.07)	(n.d(3)-0.03)	(3.41-20)	(0.75-1.94)	(0.05-0.06)

n.d.=no detectado.

Puesto que la prueba de normalidad Shapiro-Wilk mostró que las variables de concentración de los metales de los tiburones presentaban una distribución no normal, para comparar medias también se usó el test de Mann-Whitney. Se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tejidos para cadmio y selenio, observando concentraciones mayores en tejido hepático. En cuanto a la ratio molar, se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$), siendo más elevada en hígado.

En el caso de las rayas, la prueba de Shapiro-Wilk mostró que las variables numéricas de ambos tejidos de arsénico y selenio seguían una distribución normal, por lo que se usó la prueba T de Student. En el resto de metales se realizó la prueba de Mann-Whitney. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tejidos para cadmio y selenio, siendo mayores las concentraciones en el hígado. En este caso, la ratio molar no presentó diferencias significativas.

2. Influencia del grupo taxonómico

Para estudiar la influencia de la especie, es decir, tiburones o rayas, sobre la concentración de metales en los tejidos, se usó la prueba de Mann-Whitney, y se observó que había diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en la concentración de cadmio en hígado, siendo mayor en tiburones. En este caso, el tamaño de muestra de hígado de rayas es bajo, pero si observamos la concentración máxima de tiburón (8.03 mg/kg) es mucho más elevada que la concentración máxima en raya (0.07 mg/kg). Para el resto de metales y para las ratios molares de músculo e hígado, no existieron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) entre tiburones y rayas.

3. Influencia del sexo en tiburones

Se llevaron a cabo análisis estadísticos para evaluar la relación entre el sexo y las concentra-

ciones de metales, considerando exclusivamente valores correspondientes a los tiburones, debido al tamaño insuficiente de la muestra del resto de las especies examinadas. Para analizar la influencia del sexo, se aplicó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney, observándose que no existen diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) entre machos y hembras. La ratio molar de ambos tejidos mostró diferencias estadísticamente significativas entre sexos ($p < 0.05$).

No obstante, sería recomendable contar con una mayor cantidad de muestra, ya que el tamaño actual es bajo y únicamente se dispone de cinco individuos machos, a diferencia de las hembras, que son once.

4. Influencia de la zona

No se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre la concentración de los metales y la zona de varamiento o de captura, con un valor de $p > 0.05$ en la prueba de Kruskal-Wallis. Para la ratio molar en hígado, sí que se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

5. Correlaciones

Se realizaron análisis de correlaciones de Spearman para evaluar la relación entre las concentraciones de Hg y Se en el tejido hepático y muscular. En el hígado se encontró una correlación positiva ($r = 0.46$), sin embargo, esta no fue estadísticamente significativa ($p > 0.05$). En el músculo se encontró una correlación positiva débil ($r = 0.29$), pero tampoco fue estadísticamente significativa ($p > 0.05$).

DISCUSIÓN

En el presente estudio, se analizaron dos tipos de tejidos diferentes (hígado y músculo) de tiburones y rayas con el propósito de estimar el grado de contaminación de la zona y evaluar su implicación para la salud pública.

Las variaciones en las concentraciones de metales pesados probablemente se deban a la diversidad biológica que existe entre las especies analizadas. Intervienen factores como la dieta, el hábitat, la distribución geográfica, la edad, el nivel trófico y las estrategias de vida (Carrasco-Puig et al., 2023).

Como se puede observar en la Tabla 1, en general, los metales presentan mayores concentraciones en hígado que en músculo, a excepción del As, que son más elevadas en músculo. Diversos estudios han evidenciado que los órganos con alta actividad metabólica, como hígado y riñón, presentan una mayor tendencia a concentrar metales en niveles elevados (Storelli et al., 2010; Karadede & Ünlü, 2000). Martínez-López et al. (2019b) también reportaron concentraciones más elevadas de Hg y Se en hígados de cetáceos en comparación con el tejido muscular, indicando que el hígado actúa como el principal órgano de acumulación de metales y otras toxinas antes de su distribución sistémica. Los metales pesados se absorben en la sangre y se distribuyen a los tejidos metabólicamente activos, como el hígado, considerado el principal órgano diana de los metales tóxicos y esenciales (Roubie et al., 2024). Destaca por su capacidad para acumular metales pesados, sintetizando altas concentraciones de metalotioneínas, que se unen a diversos elementos como el As, Cd, Hg y Pb. Su papel en el metabolismo y detoxificación lo convierte en un biomarcador eficaz de exposición crónica y contaminación metálica en ambientes acuáticos (Dural & Önder, 2017; Hauser-Davis et al., 2021). Asimismo, los bajos niveles de metales traza detectados en el músculo podrían deberse a los bajos niveles de dichas proteínas de unión en estos tejidos (Storelli et al., 2010).

Türkmen et al. (2013) también detectó niveles superiores de Cd y Pb en hígados de *G. altavela* en comparación con el músculo, los cuales fueron superiores a los detectados en nuestro trabajo. Sin embargo, en nuestro estudio los niveles de Hg en *G. altavela* fueron superiores en músculo, al igual que Aragón Ferrer (2024) en-

contró niveles superiores de Hg en el músculo de *G. marmorata* (raya mariposa de California), que lo relaciona con afinidad del MeHg a los grupos tiol que contienen las proteínas, dificultando la excreción del Hg.

Las concentraciones de Hg en el músculo de *P. glauca* de este estudio son similares a las del estudio realizado por Riesgo et al. (2022) en el mar Mediterráneo. Mientras que, si lo comparamos con otras zonas, como el océano Atlántico, las concentraciones de dicho metal son menores en el océano (Hauser-Davis et al., 2021; Riesgo et al., 2022; Torres et al., 2017). Se ha planteado que la fuente de Hg en el Mediterráneo no solo proviene de fuentes antropogénicas, sino también de depósitos naturales. Además, las condiciones fisicoquímicas propias de esta cuenca, como las altas temperaturas y la ausencia de radiación solar en las aguas profundas, favorece una mayor tasa de metilación y biodisponibilidad de MeHg para los organismos marinos (Cossa et al., 2022; Storelli et al., 2010).

Asimismo, Hall et al. (1997) demostró que la vía principal de bioacumulación de MeHg en peces es el alimento. La dieta de *P. glauca* se compone principalmente de cefalópodos (98%), una proporción mayor que en otras especies. Maurice et al. (2021) señalan que el tipo de presa consumida podría contribuir, en parte, a las variaciones observadas en su investigación en los niveles de mercurio entre las distintas especies de tiburones. A su vez, las preferencias alimentarias de *P. glauca* pueden verse influenciadas por factores como el sexo, la etapa de vida, la disponibilidad de presas y las preferencias individuales (Alves et al., 2022).

Domi et al. (2005) encontraron niveles de Hg más bajos en cazón (*G. galeus*) respecto a otras especies, a pesar de su dieta y alto nivel trófico. Estos niveles también fueron inferiores a los registrados en nuestro estudio. Este resultado se atribuyó al hecho de que los cazones muestreados eran juveniles y, por lo tanto, de menor tamaño, lo que influye en su patrón alimenticio y bioacumulación.

El As fue el elemento encontrado en mayor abundancia en ambos tejidos (Tabla 1), siendo similares a las concentraciones en músculo reportadas por Roubie et al. (2024) en el mar Mediterráneo para la cañabota gris (*H. griseus*), mientras que las concentraciones en hígado fueron mucho más bajas. La presencia de As podría estar relacionada con dietas basadas en crustáceos, lo que explicaría las concentraciones elevadas de este metal encontradas en *C. granulosus* respecto a otras especies, como *P. glauca*, que se alimenta principalmente de cefalópodos. Estos resultados se observaron tanto en nuestro estudio como en el realizado por Storelli y Marcotrigiano (2004). Sin embargo, esta última investigación señala que la dieta no es el único factor que afecta a los niveles de arsénico, existen otros como la tasa de absorción específica de cada especie y de los niveles del metal presente en el ambiente.

En los tiburones, no se observaron diferencias significativas en las concentraciones de As entre los tejidos. En cambio, en *C. granulosus*, los niveles de As en el músculo fueron superiores a los del hígado. Dicho resultado se asemeja al reportado por Storelli & Marcotrigiano (2004), quienes sugirieron que podría estar relacionado con una mayor eficiencia metabólica en hígado de los elasmobranquios.

En el caso del plomo la única muestra positiva correspondió al hígado de una raya mariposa (*G. altavela*). Al compararlo con otros estudios, se observa que las concentraciones son bajas en la mayoría, a excepción del trabajo realizado por Dural & Önder (2017) en *G. altavela*, donde se obtuvieron medias elevadas, lo que, según estos autores, parece estar causado por ciertas actividades antropogénicas de la zona, como actividades marinas, aceite de motor y aguas residuales.

No se detectó Cd en músculo, mientras que en el hígado fueron más elevadas a las informadas por Carrasco-Puig et al. (2023) en la costa levantina española, indicando que la alta concentración de este metal podría estar vinculada a la preferencia alimentaria por cefaló-

podos, por su capacidad de bioacumulación y transferencia. Además, los resultados de este estudio fueron similares a las concentraciones obtenidas en el golfo de Alejandreta, otra zona del Mediterráneo (Dural & Önder, 2017). Domi et al. (2005) indicaron que *G. galeus* presenta una dieta basada en cefalópodos y peces epibentónicos y pelágicos, lo cual podría explicar los niveles de Cd, dado que los cefalópodos en el Atlántico desempeñan un papel clave en la transferencia de este metal en las redes tróficas marinas. Aragón Ferrer (2024) registró mayores concentraciones de Cd en hígado de *G. marmorata*, que podría deberse a la acumulación de Cd unido a metalotioneínas en este órgano.

En términos generales, los niveles de Se no presentaron diferencias interespecíficas, en parte debido a que, según Ruelas-Inzunza et al. (2019), al tratarse de un oligoelemento, su nivel es regulado por el organismo. No obstante, se observaron diferencias entre tejidos, registrándose concentraciones más elevadas de este oligoelemento en el hígado. Según lo señalado por Lara et al. (2022), este órgano muestra una mayor afinidad por la acumulación del Se.

Diferencias entre tiburones y rayas

Se hallaron diferencias significativas entre los grupos, encontrando concentraciones de Cd mayores en hígado de tiburón. Esto podría estar causado principalmente por la longevidad. Las especies de tiburones poseen una esperanza de vida más larga respecto a las especies de rayas. Según Dias et al. (2008), al tener un ciclo de vida más largo, la tasa metabólica será más lenta, por lo que el metal, en este caso Hg, permanecerá acumulado durante más tiempo en el organismo antes de ser metabolizado.

Cabría esperar que los batoideos presentaran elevadas concentraciones de metales, como el Hg, debido a su proximidad con los sedimentos del fondo. Bezerra et al. (2019) identificaron que los batoideos presentaban concentraciones medias de Hg superiores a las de peces teleós-

teos de niveles tróficos similares, y en ciertos casos, comparables a los niveles encontrados en los depredadores pelágicos y bentónicos.

Diferencias entre sexos

Pueden existir diferencias en las concentraciones de metales entre sexos, influenciadas por diversos factores como el grado de madurez reproductiva, demandas energéticas y transferencia de metales a huevos o embriones (Torres et al., 2017). Este último es descrito por Escobar-Sánchez et al. (2011), indicando que es posible encontrar menores concentraciones en las hembras gracias a la posible transmisión del mercurio de madres a embriones.

Sin embargo, en este estudio no se halló una diferencia significativa entre las concentraciones de elementos de ambos sexos. Este resultado concuerda con los hallazgos de otros estudios, los cuales analizaron los mismos metales evaluados en *S. lewini* (Whitehead et al., 2024), así como las concentraciones de mercurio y selenio en *P. glauca* (Escobar-Sánchez et al., 2011). En este último, posiblemente no existen diferencias por la similitud de las presas.

También fueron similares a los resultados encontrados por Adams y McMichael (1999), donde el género no afectaba a las concentraciones de Hg encontradas en otras especies de tiburones (*C. leucas*, *S. tiburo* y *R. terraenovae*) en Florida. Riesgo et al. (2022) encontraron que no existían diferencias entre géneros en *P. glauca* en el Mediterráneo, pudiendo explicarse por el nicho trófico similar que ocupan machos y hembras de dicha especie.

La investigación de Torres et al. (2017) sugiere que, debido al dimorfismo sexual en *P. glauca*, con hembras que presentan una mayor tasa de crecimiento y son más grandes (hasta un 40%) que los machos, sería esperable encontrar concentraciones más elevadas de metales en las hembras. Sin embargo, tampoco encontraron diferencias de concentraciones de metales entre sexos.

En cambio, Barrera-García et al. (2012) y López et al. (2013) si encontraron diferencias significativas entre sexos en niveles de Hg de tintorera (*P. glauca*), encontrando mayores concentraciones en los machos. Esta diferencia parece estar relacionada con las preferencias alimentarias, que puede variar según el sexo y el estado de madurez en dicha especie.

Influencia de la zona

No se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de metales según la zona, lo cual era esperable dada la proximidad geográfica entre ellas. Este resultado coincide con el descrito por Burger et al. (2011) en Nueva Jersey, donde, a pesar de esperarse diferencias en los niveles de Hg entre zonas con distinto grado de desarrollo industrial, no se observaron variaciones geográficas significativas. Esto podría explicarse por el comportamiento migratorio de algunas especies, la homogeneización del agua o una ausencia real de diferencias en los niveles de Hg en el medio. Además, la concentración de Hg en los depredadores puede depender de sus presas, algunas migratorias y otras sedentarias. Los peces pelágicos, de mayor tamaño, presentaron concentraciones más elevadas de Hg, debido a que ocupan posiciones superiores de la red trófica y se biomagnifican (Storelli, 2009).

En la investigación llevada a cabo por Alves et al. (2022), se recolectaron muestras en dos áreas de la costa de Portugal, una de ellas ubicada cerca de zonas urbanizadas e industrializadas. Se detectaron concentraciones más elevadas en la zona industrializada, concluyendo que fue el factor que parece tener mayor relevancia para explicar la acumulación, antes que el sexo, el tamaño o el nivel trófico de las presas.

Torres et al. (2017) indicaron que el contenido de metales en músculo de elasmobranquios probablemente estuvo relacionado con la naturaleza volcánica de la zona (Islas Azores). En cambio, se puede observar que las concen-

traciones obtenidas son más bajas que las obtenidas en nuestro estudio. Esto puede indicar que la zona Mediterránea contiene niveles de metales más elevados por características geográficas (Delgado-Suarez et al., 2023).

En la revisión realizada por Bezerra et al. (2019) se obtuvieron concentraciones de Hg en el músculo de especies batoideas más elevadas en el Mediterráneo que en el resto de áreas revisadas, posiblemente causado por los depósitos submarinos de Hg y el carácter semicerrado del Mediterráneo.

Interacción mercurio y selenio

En nuestro estudio se obtuvieron correlaciones positivas entre las concentraciones de Hg y Se en hígado y músculo, pero no fueron estadísticamente significativas. De acuerdo con Martínez-López et al. (2019b), la ausencia de correlación podría estar relacionada con el número limitado de muestras analizadas. Una alternativa para evaluar el riesgo de exposición a Hg sería la ratio molar Se:Hg. Cuando esta supera la proporción 1:1, el Se puede contrarrestar los efectos tóxicos del Hg, ofreciendo así un efecto protector en los organismos marinos (Escobar-Sánchez et al., 2011). En el presente trabajo, las concentraciones de Se fueron inferiores a las de Hg en la mayoría de los casos analizados en ambos tejidos.

Criterios legales de concentración en carne

Según los niveles máximos de contaminantes establecidos en el Reglamento (UE) 2023/915, la media de los niveles de Hg en músculo de tiburones excede el límite máximo establecido. Además, el 94% de los ejemplares de tiburones analizados y tres de las seis rayas (33%) sobrepasan los límites máximos regulados. Las concentraciones de Cd y Pb en tejido muscular de los individuos analizados se mantuvieron por debajo de los límites máximos autorizados (0.05 mg/kg para Cd y

0.30 mg/kg para Pb), por lo que, en principio, no constituyeron un factor de riesgo para la salud pública.

A pesar de la ausencia de límites máximos en la legislación europea, las concentraciones de As determinadas en los tejidos de tiburones y rayas resultaron notablemente elevadas en comparación con otros trabajos. Por ejemplo, Alves et al. (2022) analizaron muestras de *P. glauca* en el Atlántico cuyas concentraciones de As en músculo fueron bastante similares (8.9 ± 8.9 mg/kg) a las observadas en nuestro trabajo (12.11 ± 7.1 mg/kg). Sin embargo, Hauser-Davis et al. (2021), también en el Atlántico, registraron concentraciones de As considerablemente más elevadas en comparación con las anteriores (60.10 ± 34.04 mg/kg). Es importante señalar que el tamaño muestral en el estudio de Alves et al. (2022) fue mayor (N=60), lo que le otorga un resultado más representativo de la zona. Sin embargo, no es muy preocupante ya que se sabe que en pescados y mariscos predomina la forma orgánica del As, la menos tóxica. Solo entre el 2-3.5% del arsénico presente en los productos corresponden a la forma orgánica (Olmedo et al., 2013).

Por lo tanto, el consumo frecuente de carne de elasmobranquios podría ser perjudicial para la salud humana, particularmente para los grupos de riesgo (gestantes y niños), debido a que las concentraciones de Hg detectadas en el tejido muscular de algunos individuos que exceden los límites establecidos por la legislación europea. Además, el etiquetado incorrecto de los productos de condriictios, especialmente de rayas identificadas genéricamente como *Raja* sp., podría representar un riesgo para la salud pública, debido a las diferencias en los niveles de metales pesados entre especies (Carrasco-Puig et al., 2023).

La exposición elevada al Hg puede provocar efectos adversos significativos para la salud, como neurotoxicidad, alteraciones cardiovasculares y embriotoxicidad, de la cual la enfermedad de Minamata es representativa. Por ello, es

necesario ejercer precaución en el consumo de carne de pescado (Kim et al., 2019). De modo que, las mujeres embarazadas y madres lactantes deben ser conscientes de la exposición a Hg a través de la ingesta frecuente de productos derivados del mar, por sus efectos en fetos, recién nacidos y niños (Maurice et al., 2021).

Estudios previos han demostrado que la exposición combinada al Hg y otros metales pesados, como Al, Cu, Pb, Cd y Mn, representa un riesgo sinérgico para la salud, y que el consumo de carne de tiburón puede exponer fácilmente a una persona a este riesgo (Traore et al., 1999).

Debido al marcado declive de la pesca tradicional, los peces cartilaginosos están adquiriendo un papel creciente como recurso alimentario para el ser humano, lo que resalta la necesidad de estudiar la presencia de Hg en estas especies (Taylor et al., 2014).

CONCLUSIONES

Desde un punto de vista ecotoxicológico, el análisis de metales pesados en hígado de elasmobranquios se constituye como una herramienta muy útil para biomonitorizar la contaminación del medio marino. En general, las concentraciones de metales pesados en tiburones, excepto el arsénico, son mayores que en rayas, aunque solo el cadmio hepático mostró diferencias significativas. Esta mayor acumulación en tiburones se puede achacar a su mayor esperanza de vida, pero también se ha de considerar la dieta y el nivel trófico superior. La ratio molar Se:Hg no mostró un efecto protector del selenio frente a la toxicidad y acumulación del mercurio. Por otro lado, desde la perspectiva de seguridad alimentaria es necesario llevar a cabo el análisis del músculo. El mercurio (en el 94% de los tiburones y en el 33% de las rayas) destacó por presentar concentraciones en músculo (carne) por encima del límite establecido por el Reglamento UE 2023/915. Este dato sugiere que, de poder ser comercializados, su consumo supondría un riesgo para la salud,

particularmente para la población más sensible a los efectos tóxicos del mercurio (embarazadas y niños). Los elevados niveles de arsénico, en comparación con otros estudios similares, sugiere la necesidad de una regulación específica para este elemento en los productos del mar. La zona de procedencia de los animales, así como el sexo no influyeron en la concentración de metales en ninguno de los tejidos, lo cual debería confirmarse con un mayor número de muestras.

REFERENCIAS

1. Adams, D. H. & McMichael, R. H. (1999) 373 NOTE Adams and McMichael: Mercury Level in Four Species of Sharks from the Atlantic Coast, 379, 372-379.
2. Afonso, C., Costa, S., Cardoso, C., Bandarra, N., Batista, I., Coelho, I., Castanheira, I., & Nunes, M. (2014). Evaluation of the risk/benefit associated to the consumption of raw and cooked farmed meagre based on the bioaccessibility of selenium, eicosapentaenoic acid and docosahexaenoic acid, total mercury, and methylmercury determined by an in vitro digestion model. *Food. Chem.*, 170, 249-256. doi:10.1016/j.foodchem.2014.08.044
3. Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. *J. Chem.*, 2019, 1-14. doi:10.1155/2019/6730305
4. Alves, L. M., Lemos, M. F., Moutinho, A. B., Ceia, F. R., Muñoz-Arnanz, J., Jiménez, B., Cabral, H., & Novais, S. C. (2022). Assessment of contaminants in blue sharks from the Northeast Atlantic: Profiles, accumulation dynamics, and risks for human consumers. *Environ. Pollut.*, 316, 120467. doi:10.1016/j.envpol.2022.120467
5. Alves, L. M., Nunes, M., Marchand, P., Bizzec, B. L., Mendes, S., Correia, J. P., Lemos,

- M. F., & Novais, S. C. (2016). Blue sharks (*Prionace glauca*) as bioindicators of pollution and health in the Atlantic Ocean: Contamination levels and biochemical stress responses. *Sci. Total Environ.*, 563-564, 282-292. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.085
6. Aragón Ferrer, C. (2024). Bioacumulación de metales pesados en la raya mariposa *Gymnura marmorata* (Cooper, 1864) capturada en Santa Rosalía, Golfo de California, como indicador de contaminación [Tesis doctoral, Instituto Politécnico Nacional]
7. Authman, M. M. (2015). Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *J. Aquac. Res. Dev.*, 06(04). doi:10.4172/2155-9546.1000328
8. Barrera-García, A., O'Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L. C., Castellini, J. M., & Zenteno-Savín, T. (2012). Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.*, 156(2), 59-66. doi:10.1016/j.cbpc.2012.04.003
9. Barría, C., Navarro, J., & Coll, M. (2018). Feeding habits of four sympatric sharks in two deep-water fishery areas of the western Mediterranean Sea. *Deep-Sea Res. I: Oceanogr. Res. Pap.*, 142, 34-43. doi:10.1016/j.dsr.2018.09.010
10. Benedicto, J., Martínez-Gómez, C., Guerrero, J., Jornet, A., & Rodríguez, C. (2008). Contaminación por metales en la bahía de Portmán (Murcia, SE de España) 15 años después del cese de las actividades mineras. *Cien. Mar.*, 34(3), 389-398.
11. Bezerra, M. F., Lacerda, L. D., & Lai, C. (2019). Trace metals and persistent organic pollutants contamination in batoids (Chondrichthyes: Batoidea): A systematic review. *Environ. Pollut.*, 248, 684-695. doi:10.1016/j.envpol.2019.02.070
12. Blum, J. D., Drazen, J. C., Johnson, M. W., Popp, B. N., Motta, L. C., & Jamieson, A. J. (2020). Mercury isotopes identify near-surface marine mercury in deep-sea trench biota. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 117(47), 29292-29298. doi:10.1073/pnas.2012773117
13. Burger, J., Jeitner, C., & Gochfeld, M. (2011). Locational Differences in Mercury and Selenium Levels in 19 Species of Saltwater Fish from New Jersey. *J. Toxicol. Environ. Health*, 74(13), 863-874. doi:10.1080/15287394.2011.570231
14. Bustamante, P., Caurant, F., Fowler, S., & Miramand, P. (1998). Cephalopods as a vector for the transfer of cadmium to top marine predators in the north-east Atlantic Ocean. *Sci. Total Environ.*, 220(1), 71-80. doi:10.1016/s0048-9697(98)00250-2
15. Carrasco-Puig, P., Colmenero, A. I., Ruiz-García, D., Molera-Arribas, A. J., Hernández-Martínez, A. M., Raga, J. A., & Barría, C. (2023). Heavy metal concentrations in sharks, rays and chimaeras from the western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 199, 115942. doi:10.1016/j.marpolbul.2023.115942
16. Cossa, D., Knoery, J., Bănar, D., Harmelin-Vivien, M., Sonke, J. E., Hedgecock, I. M., Bravo, A. G., Rosati, G., Canu, D., Horvat, M., Sprovieri, F., Pirrone, N., & Heimbürger-Boavida, L. (2022). Mediterranean Mercury Assessment 2022: An Updated Budget, Health Consequences, and Research Perspectives. *Environ. Sci. Technol.*, 56(7), 3840-3862. doi:10.1021/acs.est.1c03044
17. Delaval, A., Frost, M., Bendall, V., Hetherington, S. J., Stirling, D., Hoarau, G., Jones, C. S., & Noble, L. R. (2021). Population and seascape genomics of a critically endangered benthic elasmobranch, the blue skate *Dipturus batis*. *Evol. Appl.*, 15(1), 78-94. doi:10.1111/eva.13327
18. Delgado-Suarez, I., Lozano-Bilbao, E., Hardisson, A., Paz, S., & Gutiérrez, Á. J. (2023). Metal and trace element concentrations in cetaceans worldwide: A review. *Mar.*

- Pollut. Bull., 192, 115010. doi:10.1016/j.marpolbul.2023.115010
19. Dent, F., Clarke, S. (2015). State of the global market for shark products. *FAO Fish. Aquac. Tech. Pap.*, 590, 187.
 20. Dias, A. C. L., Guimarães, J. R. D., Malm, O., & Costa, P. A. S. (2008). Mercúrio total em músculo de cação *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e de espadarte *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública. *Cad. Saúde Pública*, 24(9), 2063-2070. doi:10.1590/s0102-311x2008000900012
 21. Domi, N., Bouqueneau, J., & Das, K. (2005). Feeding ecology of five commercial shark species of the Celtic Sea through stable isotope and trace metal analysis. *Mar. Environ. Res.*, 60(5), 551-569. doi:10.1016/j.marenvres.2005.03.001
 22. Dulvy, N.K., Allen, D., Ralph, G., & Walls, R. (2016). The conservation status of Sharks, Rays and Chimaeras in the Mediterranean Sea. doi:10.13140/RG.2.2.22020.53129
 23. Dural Meltem, E. Önder, D. (2017). Bioaccumulation of heavy metals in two species of batoids from North-Eastern Mediterranean Sea. *Kasmera*, 45(1), 75-85.
 24. Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F., & Rosiles-Martínez, R. (2011). Biomagnification of Mercury and Selenium in Blue Shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biol. Trace Elem. Res.*, 144(1-3), 550-559. doi:10.1007/s12011-011-9040-y
 25. Gautam P. K., Gautam, R. K., Banerjee, S., Chattopadhyaya, M. C., & Pandey, J. D. (2016). Heavy metals in the environment: Fate, transport, toxicity and remediation technologies. En D. Pathania (Ed.), *Heavy metals: Sources, toxicity and remediation techniques* (pp. 101-130). Nova Science Publishers. ISBN: 978-1-63484-740-7
 26. Hall, B. D., Bodaly, R. A., Fudge, R. J. P., Rudd, J. W. M., & Rosenberg, D. M. (1997). Food as the Dominant Pathway of Methylmercury Uptake by Fish. *Water Air Soil Pollut.*, 100(1-2), 13-24. doi:10.1023/a:1018071406537
 27. Hauser-Davis, R. A., Rocha, R. C. C., Saint’Pierre, T. D., & Adams, D. H. (2021). Metal concentrations and metallothionein metal detoxification in blue sharks, *Prionace glauca* L. from the Western North Atlantic Ocean. *J. Trace Elem. Med. Biol.*, 68, 126813. doi:10.1016/j.jtemb.2021.126813
 28. Hauser-Davis, R. A., Wosnick, N., Chaves, A. P., Giaretta, E. P., Leite, R. D., & Torres-Florez, J. P. (2024). The global issue of metal contamination in sharks, rays and skates and associated human health risks. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 288, 117358. doi:10.1016/j.ecoenv.2024.11735841
 29. Karadede, H., & Ünlü, E. (2000). Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Chemosphere*, 41(9), 1371-1376. doi:10.1016/s0045-6535(99)00563-9
 30. Kim, S. W., Han, S. J., Kim, Y., Jun, J. W., Giri, S. S., Chi, C., Yun, S., Kim, H. J., Kim, S. G., Kang, J. W., Kwon, J., Oh, W. T., Cha, J., Han, S., Lee, B. C., Park, T., Kim, B. Y., & Park, S. C. (2019). Heavy metal accumulation in and food safety of shark meat from Jeju island, Republic of Korea. *PLoS ONE*, 14(3), e0212410. doi:10.1371/journal.pone.0212410
 31. Lara, A., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplancken, F. R., Marmolejo-Rodríguez, A. J., González-Armas, R., Arreola-Mendoza, L., Sujitha, S., Jonathan, M., & Pantoja-Echevarría, L. M. (2022). Mercury, selenium and cadmium in juvenile blue (*Prionace glauca*) and smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*) sharks from the Northwest Mexican Pacific coast. *Mar. Pollut. Bull.*, 175, 113311. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.113311
 32. Lira-Lerma, G., Escobar-Sánchez, O. & Hurtado-Oliva, M. A. (2023). Heavy metals: What are they and what is their ecological impact and on human consumption of sharks

- and rays? *Cienc. mar.*, 27(81), 39-45. <http://www.cienciaymar.mx/Revista/index.php/cienciaymar/issue/view/83/CYM810300>
33. Lisón, F., S. Espín, B. Aroca, J.F. Calvo, A.J. García-Fernández. (2017). Assessment of mercury exposure in *Miniopterus schreibersii* (Chiroptera: Miniopteridae) from southeastern Iberian Peninsula: Maternal-fetal transfer. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 24(6): 5497-5508.
 34. Liu, M., Xiao, W., Zhang, Q., Yuan, S., Raymond, P. A., Chen, J., Liu, J., Tao, S., Xu, Y., & Wang, X. (2021). Substantial accumulation of mercury in the deepest parts of the ocean and implications for the environmental mercury cycle. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 118(51), e2102629118. doi:10.1073/pnas.2102629118
 35. López, S. A., Abarca, N. L., & Meléndez, R. C. (2013). Heavy Metal Concentrations of Two Highly Migratory Sharks (*Prionace Glauca* and *Isurus Oxyrinchus*) in the Southeastern Pacific Waters: Comments on Public Health and Conservation. *Trop. Conserv. Sci.*, 6(1), 126-137. doi:10.1177/194008291300600103
 36. Lozano, G., Báez, A., Hardisson, A. (1999). Estudio del contenido de metales pesados en tiburones de profundidad de las Islas Canarias, Madeira y Azores. *Informe Final del Proyecto. Conserjería de Agricultura, Pesca y Alimentación (Viceconsejería de Pesca) del Gobierno de Canarias*. 1-50.
 37. Lozano-Bilbao, E., Lozano, G., Gutiérrez, Á. J., Rubio, C., & Hardisson, A. (2018). Mercury, cadmium, and lead content in demersal sharks from the Macaronesian islands. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 25(21), 21251-21256. doi:10.1007/s11356-018-2550-9
 38. Arroyo, E., Canales-Cáceres, R., Abel, I., & Giménez-Casaldueiro, F. (2021). *Tiburones y rayas de la Región de Murcia*. Proyecto TIBURCIA. Fondo Europeo Marítimo y de Pesca, 101 pp. <http://hdl.handle.net/10045/119327>
 39. Martínez-López, E., Peñalver, J., Escriña, A., Lara, L., Gens, M., Dolores, E. M., Alcaraz, A., & García-Fernández, A. (2019a). Trace metals in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) stranded along the Murcia coastline, Mediterranean Sea, during the period 2009–2015. *Chemosphere*, 229, 580-588. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.04.214
 40. Martínez-López, E., Peñalver, J., Lara, L., & García-Fernández, A. J. (2019b). Hg and Se in Organs of Three Cetacean Species from the Murcia Coastline (Mediterranean Sea). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 103(4), 521-527. doi:10.1007/s00128-019-02697-9
 41. Maurice, L., Croizier, G. L., Morales, G., Carpintero, N., Guayasamin, J. M., Sonke, J., Páez-Rosas, D., Point, D., Bustos, W., & Ochoa-Herrera, V. (2021). Concentrations and stable isotopes of mercury in sharks of the Galapagos Marine Reserve: Human health concerns and feeding patterns. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 215, 112122. doi:10.1016/j.ecoenv.2021.112122
 42. Ojuederie, O., & Babalola, O. (2017). Microbial and Plant-Assisted Bioremediation of Heavy Metal Polluted Environments: A Review. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 14(12), 1504. doi:10.3390/ijerph14121504
 43. Rechimont, M. E., Ruelas-Inzunza, J., Amezcua, F., Paéz-Osuna, F., & Castillo-Géniz, J. L. (2024). Hg and Se in Muscle and Liver of Blue Shark (*Prionace glauca*) from the Entrance of the Gulf of California: An Insight to the Potential Risk to Human Health. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 86(2), 165-177. doi:10.1007/s00244-024-01054-0
 44. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. BOE, 46, de 23 de febrero de 2011. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-3582>

45. Reglamento (UE) 2023/915 de la Comisión de 25 de abril de 2023 relativo a los límites máximos de determinados contaminantes en los alimentos y por el que se deroga el Reglamento (CE) nº 1881/2006. BOE, 119, de 5 de mayo de 2023. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2023-80614>.
46. Riesgo, L., Sanpera, C., García-Barcelona, S., Sánchez-Fortún, M., Coll, M., & Navarro, J. (2022). Understanding the role of ecological factors affecting mercury concentrations in the blue shark (*Prionace glauca*). *Chemosphere*, 313, 137642. doi:10.1016/j.chemosphere.2022.137642
47. Roubie, E., Karavoltos, S., Sakellari, A., Katsikatos, N., Dassenakis, M., & Megalofonou, P. (2024). Trace Metals Distribution in Tissues of 10 Different Shark Species from the Eastern Mediterranean Sea. *Fishes*, 9(2), 77. doi:10.3390/fishes9020077
48. Ruelas-Inzunza, J., Amezcua, F., Coiraton, C., & Páez-Osuna, F. (2019). Cadmium, mercury, and selenium in muscle of the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini* from the tropical Eastern Pacific: Variation with age, molar ratios and human health risk. *Chemosphere*, 242, 125180. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.125180
49. Sisma-Ventura, G., Silverman, J., Segal, Y., Hauzer, H., Khadra, M. A., Stern, N., Guy-Haim, T., & Herut, B. (2024). Exceptionally high levels of total mercury in deep-sea sharks of the Southeastern Mediterranean sea over the last 40 years. *Environ. Int.*, 187, 108661. doi:10.1016/j.envint.2024.108661
50. Storelli, A., Barone, G., Garofalo, R., Busco, A., & Storelli, M. M. (2022). Determination of Mercury, Methylmercury and Selenium Concentrations in Elasmobranch Meat: Fish Consumption Safety. *Int. J. Environ. Res. Public. Health*, 19(2), 788. doi:10.3390/ijerph19020788
51. Storelli, M. (2009). Intake of Essential Minerals and Metals via Consumption of Seafood from the Mediterranean Sea. *J. Food Prot.*, 72(5), 1116-1120. doi:10.4315/0362-028x-72.5.1116
52. Storelli, M. M., Cuttone, G., & Marcotrigiano, G. O. (2010). Distribution of trace elements in the tissues of smooth hound *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1758) from the southern-eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). *Environ. Monitor. Assess.*, 174(1-4), 271-281. doi:10.1007/s10661-010-1456-x
53. Storelli, M., & Marcotrigiano, G. (2004). Interspecific variation in total arsenic body concentrations in elasmobranch fish from the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 48(11-12), 1145-1149. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.03.005
54. Taylor, D. L., Kutil, N. J., Malek, A. J., & Collie, J. S. (2014). Mercury bioaccumulation in cartilaginous fishes from Southern New England coastal waters: Contamination from a trophic ecology and human health perspective. *Mar. Environ. Res.*, 99, 20-33. doi:10.1016/j.marenvres.2014.05.009
55. Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlola, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. En: Luch, A. (eds) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology. Experientia Supplementum*, 101, 133-164. Springer, Basel. doi:10.1007/978-3-7643-8340-4_6
56. Torres, P., Da Cunha, R. T., & Rodrigues, A. D. S. (2017). Mid-Atlantic elasmobranchs: Suitable metal scouts? *Mar. Pollut. Bull.*, 117(1-2), 203-213. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.01.058
57. Traore, A., Bonini, M., Dano, S. D., Creppy, E. E. (1999) Synergistic effects of some metals contaminating mussels on the cytotoxicity of the marine toxin okadaic acid. *Arch. Toxicol.*, 73, 289-295.
58. Türkmen, M., Tepe, Y., Türkmen, A., Sangün, M. K., Ateş, A., & Genç, E. (2013). Assessment of Heavy Metal Contamination in Various Tissues of Six Ray Species from İskenderun Bay, Northeastern Mediterranean Sea.

- nean Sea. Bull Environ. Contam. Toxicol., 90(6), 702-707. doi:10.1007/s00128-013-0978-7
59. Whitehead, D. A., Gayford, J. H., Pancaldi, F., Gobbato, J., Boldrin, G., Tringali, M., Ketchum, J. T., Magaña, F. G., Seveso, D., & Montano, S. (2024). Heavy metal and trace element concentrations in the blood of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) from La Paz Bay, México. Mar. Pollut. Bull., 201, 116155. doi:10.1016/j.marpolbul.2024.116155
60. Zahran, E., Mamdouh, A., Elbahnaswy, S., El-Son, M. M. A., Risha, E., ElSayed, A., Barbary, M. I. E., & Sebaei, M. G. E. (2025). The impact of heavy metal pollution: bioaccumulation, oxidative stress, and histopathological alterations in fish across diverse habitats. Aquacult. Int., 33(5), 371. doi:10.1007/s10499-025-02045-1