



UNIVERSIDAD DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

TESIS DOCTORAL

Análisis de la distribución tisular de metales pesados (Hg, Cd y Pb) en atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus* L. 1758) e impacto de las condiciones hidrodinámicas locales en su acumulación muscular.

D. Antonio Francisco Belmonte Ríos

2024



UNIVERSIDAD DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

TESIS DOCTORAL

Análisis de la distribución tisular de metales pesados (Hg, Cd y Pb) en atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus* L. 1758) e impacto de las condiciones hidrodinámicas locales en su acumulación muscular.

Autor: D. Antonio Francisco Belmonte Ríos

Director/es: D. Diego Romero García, D^a. Pilar Muñoz Ruíz



**DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD
DE LA TESIS PRESENTADA PARA OBTENER EL TÍTULO DE DOCTOR**

Aprobado por la Comisión General de Doctorado el 19-10-2022

D./Dña. Antonio Francisco Belmonte Ríos

doctorando del Programa de Doctorado en

Ciencias Veterinarias

de la Escuela Internacional de Doctorado de la Universidad Murcia, como autor/a de la tesis presentada para la obtención del título de Doctor y titulada:

Análisis de la distribución tisular de metales pesados (Hg, Cd y Pb) en atún rojo del Atlántico (Thunnus thynnus L. 1758) e impacto de las condiciones hidrodinámicas locales en su acumulación muscular

y dirigida por,

D./Dña. Pilar Muñoz Ruíz

D./Dña. Diego Romero García

D./Dña.

DECLARO QUE:

La tesis es una obra original que no infringe los derechos de propiedad intelectual ni los derechos de propiedad industrial u otros, de acuerdo con el ordenamiento jurídico vigente, en particular, la Ley de Propiedad Intelectual (R.D. legislativo 1/1996, de 12 de abril, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Propiedad Intelectual, modificado por la Ley 2/2019, de 1 de marzo, regularizando, aclarando y armonizando las disposiciones legales vigentes sobre la materia), en particular, las disposiciones referidas al derecho de cita, cuando se han utilizado sus resultados o publicaciones.

Si la tesis hubiera sido autorizada como tesis por compendio de publicaciones o incluyese 1 o 2 publicaciones (como prevé el artículo 29.8 del reglamento), declarar que cuenta con:

- La aceptación por escrito de los coautores de las publicaciones de que el doctorando las presente como parte de la tesis.*
- En su caso, la renuncia por escrito de los coautores no doctores de dichos trabajos a presentarlos como parte de otras tesis doctorales en la Universidad de Murcia o en cualquier otra universidad.*

Del mismo modo, asumo ante la Universidad cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de la autoría o falta de originalidad del contenido de la tesis presentada, en caso de plagio, de conformidad con el ordenamiento jurídico vigente.

En Murcia, a 28 de Mayo de 2024

Fdo.:

Esta DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD debe ser insertada en la primera página de la tesis presentada para la obtención del título de Doctor.

Información básica sobre protección de sus datos personales aportados	
Responsable:	Universidad de Murcia. Avenida teniente Flomesta, 5. Edificio de la Convalecencia. 30003; Murcia. Delegado de Protección de Datos: dpd@um.es
Legitimación:	La Universidad de Murcia se encuentra legitimada para el tratamiento de sus datos por ser necesario para el cumplimiento de una obligación legal aplicable al responsable del tratamiento. art. 6.1.c) del Reglamento General de Protección de Datos
Finalidad:	Gestionar su declaración de autoría y originalidad
Destinatarios:	No se prevén comunicaciones de datos
Derechos:	Los interesados pueden ejercer sus derechos de acceso, rectificación, cancelación, oposición, limitación del tratamiento, olvido y portabilidad a través del procedimiento establecido a tal efecto en el Registro Electrónico o mediante la presentación de la correspondiente solicitud en las Oficinas de Asistencia en Materia de Registro de la Universidad de Murcia

índice

1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA [pag. 1](#)

- 1.1. Características de la especie: atún rojo del Atlántico [pag. 1](#)
- 1.2. Actividad comercial sobre el Atún Rojo [pag. 9](#)
 - 1.2.1. Control de capturas [pag. 9](#)
 - 1.2.2. Engorde o engrasamiento [pag. 11](#)
- 1.3. La contaminación marina [pag. 19](#)
 - 1.3.1. Mercurio [pag. 23](#)
 - 1.3.2. Plomo [pag. 26](#)
 - 1.3.3. Cadmio [pag. 29](#)
 - 1.3.4. Influencia de las condiciones hidrodinámicas [pag. 32](#)

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS [pag. 35](#)

3. MATERIAL Y MÉTODOS [pag. 36](#)

- 3.1. Ubicación de las instalaciones de acuicultura [pag. 36](#)
 - 3.1.1. Polígono de Cultivos Marinos de San Pedro del Pinatar [pag. 37](#)
 - 3.1.2. Polígono de Cultivos Marinos de El Gorguel (Cartagena) [pag. 39](#)
- 3.2. Recogida de muestras [pag. 42](#)
- 3.3. Análisis de metales [pag. 43](#)
 - 3.3.1. Análisis de mercurio [pag. 43](#)
 - 3.3.2. Análisis de cadmio, plomo y selenio [pag. 43](#)
- 3.4. Condiciones hidrodinámicas: temperatura, viento, oleaje y corrientes marinas [pag. 44](#)
- 3.5. Análisis de datos [pag. 45](#)

4. CAPÍTULO 1. Distribución del mercurio en los tejidos del atún rojo (*Thunnus thynnus*, Linnaeus, 1.758) [pag. 48](#)

- 4.1. RESUMEN [pag. 48](#)
- 4.2. RESULTADOS [pag. 48](#)
- 4.3. DISCUSIÓN [pag. 53](#)
 - 4.3.1. Riñón [pag. 55](#)
 - 4.3.2. Branquias [pag. 56](#)
 - 4.3.3. Músculo [pag. 57](#)
 - 4.3.4. Hígado [pag. 59](#)
 - 4.3.5. Cerebro [pag. 60](#)
 - 4.3.6. Hueso [pag. 61](#)
 - 4.3.7. Mercurio y selenio por sexos [pag. 61](#)
- 4.4. Conclusión [pag. 62](#)

5. CAPÍTULO 2. Plomo y cadmio en sangre y tejidos de atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*, Linnaeus, 1.758) [pag. 63](#)

- 5.1. Resumen [pag. 63](#)
 - 5.2. Resultados [pag. 63](#)
 - 5.2.1. Edad, sexo y datos biométricos [pag. 63](#)
 - 5.2.2. Concentraciones de cadmio y plomo [pag. 63](#)
-

- 5.2.3 Análisis de correlaciones [pag. 65](#)
- 5.3. Discusión [pag. 69](#)
 - 5.3.1. Distribución tisular de cadmio y plomo [pag. 69](#)
 - 5.3.2. Concentración de cadmio y plomo [pag. 71](#)
- 5.4. Concentración de metales, tejidos y datos biométricos [pag. 81](#)
- 5.5. Conclusión [pag. 81](#)

6. CAPÍTULO 3. Efecto de las condiciones hidrodinámicas y del tiempo de engorde en la acumulación muscular de metales pesados (Pb, Cd y Hg) en atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*) [pag. 83](#)

- 6.1. Resumen [pag. 83](#)
- 6.2. Resultados [pag. 84](#)
 - 6.2.1. Estudio de las condiciones hidrodinámicas [pag. 84](#)
 - 6.2.2. Metales pesados [pag. 97](#)
- 6.3. Discusión [pag. 105](#)
- 6.4. Conclusión [pag. 108](#)

7. DISCUSIÓN GENERAL CON RELACIÓN A LAS CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS [pag. 110](#)

- 7.1. CONCLUSIONES [pag. 119](#)

8. CONCLUSIONES FINALES [pag. 121](#)

9. BIBLIOGRAFÍA [pag. 122](#)

10. ÍNDICE DE ABREVIATURAS [pag. 161](#)

1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1. Características de la especie: atún rojo del Atlántico

El atún rojo del Atlántico o atún de aleta azul (en adelante atún rojo), conocido también por sus siglas en inglés ABFT (Atlantic Bluefin Tuna), pertenece a la familia *Scombridae*, en donde se incluyen 15 géneros y 50 especies. Dentro de esta familia se encuentra la subfamilia *Scombridae* (Linnaeus, 1758), y dentro de ésta, la tribu *Thunini*, que es la más importante por ser objeto de pesquerías de gran valor económico a nivel mundial. Dicha tribu incluye a los géneros *Thunnus*, *Euthynnus*, *Auxis*, *Allothunnus* y *Katsuwonus*.

El género *Thunnus* incluye 3 especies: i) *Thunnus thynnus* (ABFT), ii) *Thunnus orientalis*, conocido como atún rojo del Pacífico (Pacific Bluefin Tuna, PBFT), y iii) *Thunnus maccoyii*, denominado comúnmente atún rojo del sur (Southern Bluefin Tuna, SBFT) (Collette et al., 2001). No obstante, es preciso señalar que hasta hace relativamente poco tiempo, el atún rojo del Atlántico y el atún rojo del Pacífico se tenían por subespecies de la misma especie, denominándose respectivamente *Thunnus thynnus thynnus* y *Thunnus thynnus orientalis*, lo que ha provocado confusión entre ambas en algunos casos de importación.

El atún rojo es un pez teleósteo de gran interés comercial y de gran importancia económica y social, por lo que ha estado sometido a una gran presión pesquera. Esto ha traído consigo una estricta regulación de su explotación por parte de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (en adelante ICCAT), la cual se lleva a cabo desde 2006, año en que se decidió aplicar un plan de recuperación de la especie y en el que se estableció una talla mínima para su captura de 30 kg, un número de días de pesca al año y un sistema de cuotas para cada operador con licencia para la pesca de esta especie (ICCAT, 2022).

Los ejemplares de esta especie pueden alcanzar grandes dimensiones (3 m de longitud y 600 kg de peso, Cort, 2007), habiéndose descrito capturas de 679 kg en Nueva Escocia (Canadá) (Collette y Nauen, 1983). Así mismo, en las almadrabas de Sicilia (Italia) se llegó a capturar un ejemplar de 702 kg en 2002, y otro de 846 kg en las almadrabas del Estrecho de Gibraltar (Figura 1). El atún rojo es una especie pelágica, que habita desde los 0 a los 1.000 m de profundidad (Abascal, 2004) en aguas abiertas, aunque en ocasiones se acerca a la costa, mostrando su tolerancia a un amplio rango de temperaturas (Collette y Nauen, 1983). Se trata de una especie muy longeva. Según Abascal (2004), podría alcanzar una edad de 20 años, estando esta información apoyada por la recaptura de un atún marcado

después de 18 años después de haber sido capturado con una edad estimada de 2 años (Abascal, 2004).



Figura 1. Atún rojo de 846 kg capturado en El Estrecho de Gibraltar. Fotografía de Fernando Rivera, año 1975.

El atún rojo posee un cuerpo fusiforme y robusto (Figura 2), con una adaptación a la natación que lo convierte en una de las especies más veloces del medio marino. Gracias a estas características llegan a recorrer a lo largo de su vida varios miles de kilómetros (FAO, 1994). Pueden alcanzar grandes velocidades en sus desplazamientos, de 13 a 31 km/h (Lutcavage et al., 2000), llegando a más de 80 km/hora (40 nudos aproximadamente) cuando se siente amenazado por sus principales depredadores no humanos, es decir, orcas, tiburones o ballenas. Su piel está cubierta de pequeñas escamas, presentando el dorso de color azul verdoso y el vientre de color plateado, con líneas transversales incoloras, lo que le ayuda a mimetizarse si se le observa desde abajo. Su boca es grande, los ojos son pequeños y las mandíbulas dentadas. Presenta vejiga natatoria (Collette, 1986), y posee una línea lateral muy pronunciada, por encima de las aletas pectorales, estando las aletas dorsales separadas. Dispone de aleta caudal en horquilla muy poderosa. Posee un pedúnculo caudal también poderoso, armado con dos carenas o quillas laterales de color negro en adultos y transparentes en juveniles. De este

pedúnculo emergen dos filas, una dorsal y otra ventral, de 10 pinnulas o falsas aletas amarillas (dorsales y anales), con ribete negro (Figura 3), con el mismo color que la aleta anal. Mientras que la primera aleta dorsal es solo de color amarillo azulado, la segunda es rojiza o marronácea. Posee de 12 a 14 radios dorsales duros y de 13 a 15 blandos, de 13 a 16 radios blandos anales y 39 vértebras. Además, presenta una segunda aleta dorsal más alta que la primera y unas aletas pectorales cortas.



Figura 2. Ejemplares de atún rojo. Fuente: Antonio Belmonte.



Figura 3: Pinnulas de atún rojo. Fuente: Antonio Belmonte.

El atún rojo es una especie gregaria (Figura 4), acentuándose este comportamiento en la época reproductiva, cuando forman grandes bancos o cardúmenes de individuos que navegan a áreas del Mar Mediterráneo y del Océano Atlántico (Block et al., 2005). Existen dos stocks según sus áreas de puesta: uno occidental, cuya área se encuentra en el Golfo de México, y otro oriental, en el Mar Mediterráneo, separados ambos por el meridiano 45°W. En el Atlántico Central, donde se encuentran los bancos de pequeños pelágicos de los que se alimentan, se produce una mezcla de ambos stocks (Block et al., 2005). Este comportamiento gregario se observa también en ejemplares juveniles, los cuales se orientan mediante el sentido de la vista y la línea lateral.



Figura 4. Banco de atún rojo en el Mar Balear (campaña de pesca de 2004). Cortesía del Grupo Ricardo Fuentes e Hijos .

La reproducción del atún rojo se produce entre final de primavera y principio de verano, y tiene lugar principalmente en dos zonas geográficas: el Golfo de México y el Mar Mediterráneo (Lutcavage et al., 1999). De forma menos habitual, la reproducción puede ocurrir en el Atlántico Noroccidental y en Las Bahamas (Rooker et al., 2007). Según estudios realizados en campañas de pesca con artes de cerco, durante el traslado de ejemplares estabulados en viveros flotantes a las instalaciones de engorde en el Mar Mediterráneo, se ha podido constatar que el período de puesta de cada ejemplar se puede extender durante un mes o incluso más (Corriero et al., 2005; Gordo y Carreras, 2014; Medina et al., 2007).

En la Figura 5 se puede observar la señal del sonar captada al detectar un cardúmen de atún rojo en la campaña de pesca de 2023 en el Mar Balear.

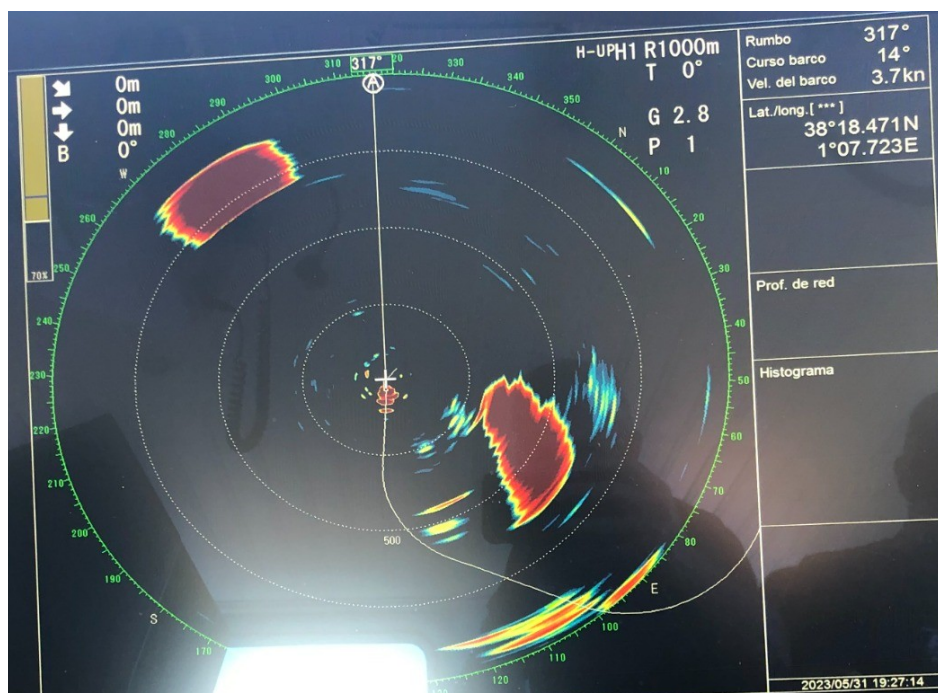


Figura 5: Imagen de un cardumen de atún rojo detectado con sonar de buque de pesca. Fuente: Tomás Antón Ruso, Patrón del buque de cerco "Nuevo Panchilleta".

En la fase de reproducción se produce un cortejo en superficie (Figura 5), donde los machos persiguen a las hembras, expulsando éstas los ovocitos y el esperma los machos. Dichos movimientos son muy rápidos y se dan en círculos en la superficie del agua, sobre todo en noches de luna llena y con mar en calma.

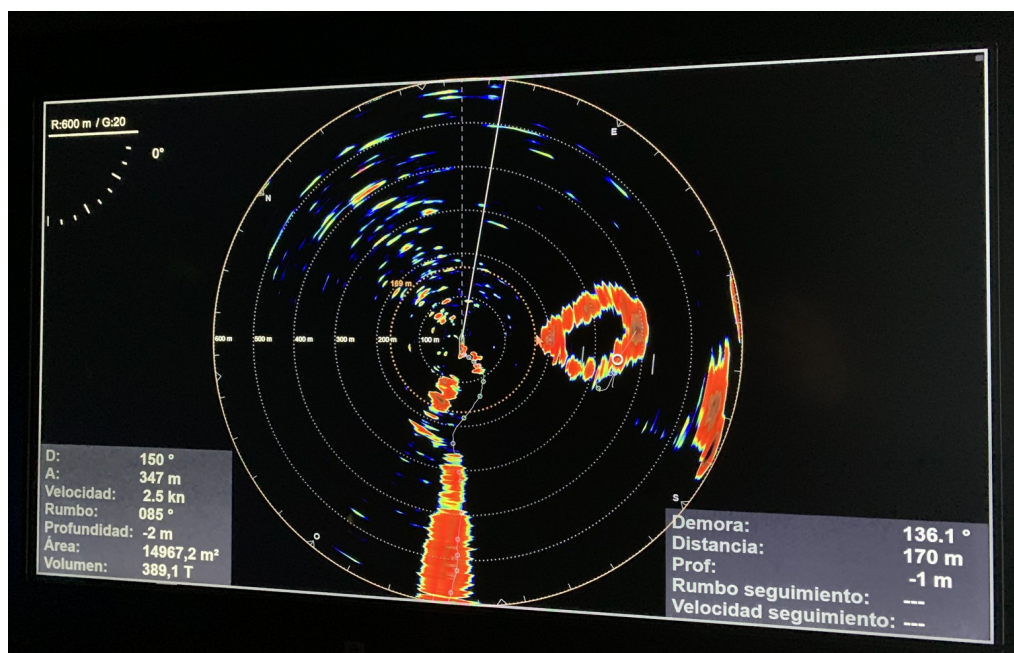


Figura 6: Imagen del cortejo de reproducción de atún rojo captada por sonar de buque pesquero. Fuente: Tomás Antón Ruso, Patrón del buque de cerco "Nuevo Panchilleta".

Los desplazamientos migratorios (Figura 7) de esta especie han sido motivo de gran cantidad de estudios, conociéndose en la actualidad que dichos desplazamientos son causados por la búsqueda de alimento y por la reproducción, por lo que grandes cardúmenes de ejemplares adultos de esta especie entran al Mar Mediterráneo de forma estacional, para reproducirse en zonas como el norte de Chipre, el Mar Levantino (Turquía), Mar Tirreno, zonas adyacentes a Sicilia (norte y sur) y el Mar Balear (Rooker et al., 2007), es decir, zonas que reúnen factores ambientales y ecológicos óptimos para la puesta (Cort, 2007). En Turquía, la reproducción se adelanta al mes de mayo, y conforme nos aproximamos hacia el oeste el inicio de esta fase se retrasa (Corriero et al., 2003; Heinisch et al., 2008; Karakulak et al., 2004). No obstante, Gordo y Carreras (2014) describieron la existencia de puestas a finales de mayo en el Mar Balear. Una vez finalizado el período de reproducción, los atunes regresan al Océano Atlántico, dirigiéndose a las áreas de alimentación (Cort, 2007). Los ejemplares juveniles pueden permanecer algunos años en el Mar Mediterráneo, saliendo al Océano Atlántico en busca de alimento, en dirección al Golfo de Vizcaya (Mather et al., 1995), o bien hacia los bancos de Terranova y Golfo de San Lorenzo (Block et al., 2019), lo que supone que su distribución final por estas áreas sea muy amplia. Con respecto a la edad de maduración sexual, las poblaciones de atún rojo del Atlántico occidental suelen alcanzarla a los 6 u 8 años (Baglin, 1982), mientras que las del Atlántico oriental la alcanzan entre los 3 y 5 años de edad (Corriero et al., 2005).

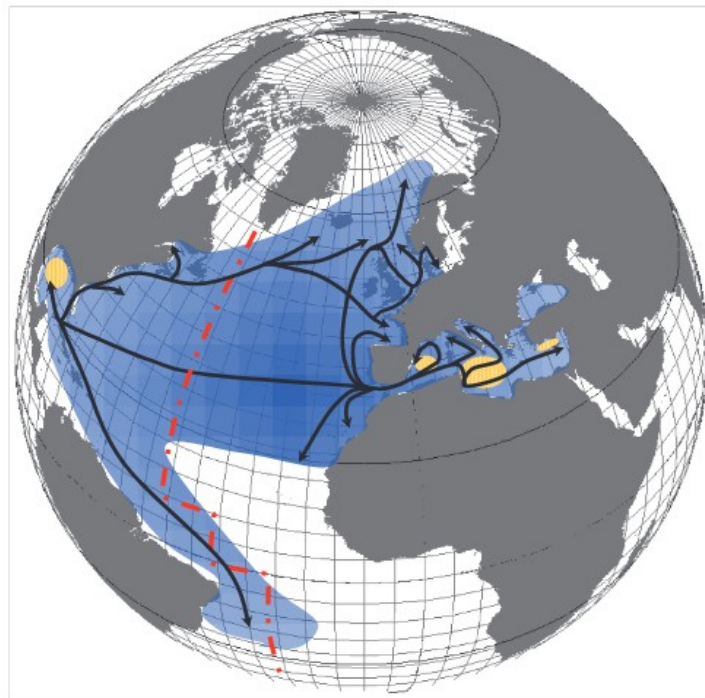


Figura 7. Principales rutas migratorias (líneas negras) y zonas de reproducción (amarillo). La línea discontinua roja representa la delimitación del stock entre las dos zonas de ordenación actuales de ICCAT (modificadas posteriormente por Fromentin y Powers, 2005).

Los atunes de esta especie presentan desarrollo asincrónico de los ovocitos (Tyler y Sumpter, 1996), por lo que en una hembra pueden coexistir ovocitos en distintas fases de maduración. Por ello, un mismo ejemplar puede tener más de un episodio reproductivo en una misma temporada. No obstante es preciso señalar que los estudios de Secor (2007) ponen de manifiesto que algunos ejemplares sexualmente maduros no suelen tener puestas todos los años, pues se han observado ejemplares fuera de las áreas de reproducción (Lutcavage et al., 1999), al mismo tiempo que se han visto ejemplares adultos inmaduros reproductivamente en áreas y épocas de puesta (Zupa et al., 2009). La tasa de producción de huevos es muy alta, y una hembra de 270-300 kg puede llegar a alcanzar la cifra de 10 millones de huevos por sesión de puesta (Ortega, 2015). Los huevos tienen un tamaño aproximado de 1 mm de diámetro, y poseen una sola gota de grasa (Figura 8). El desarrollo embrionario a 24°C suele durar alrededor de 32 horas. La larva recién eclosionada posee un tamaño aproximado de 3 mm de longitud y dispone de una gran vesícula vitelina que permite la nutrición de la larva Figura 8.

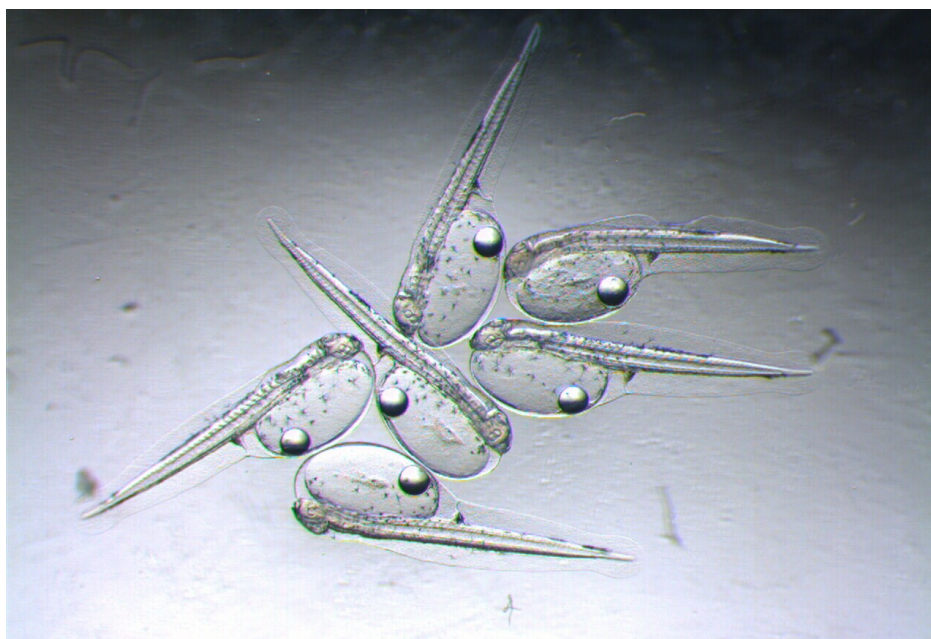


Figura 8: Larvas de atún rojo recién eclosionadas. Fuente: Instituto Español de Oceanografía. Proyecto Selfdott.

Esta vesícula es consumida rápidamente, comenzando la alimentación externa a los 2-3 días tras la eclosión. Estas larvas se alimentan de pequeños organismos planctónicos, como copépodos en su fase de nauplius. Cuando la larva ha crecido lo suficiente y ha terminado el desarrollo de la notocorda y la aleta caudal, se dirigen hacia la costa en busca de alimento (Figura 9).



Figura 9: Larva de atún rojo con notocorda y aleta caudal desarrolladas. Fuente: Instituto Español de Oceanografía. Proyecto Selfdott.

Al igual que los escualos, poseen una gran capacidad para aumentar y mantener su temperatura por encima de la ambiental (Dickson y Graham, 2004), llegando en ocasiones a más de 20°C. Esto se consigue gracias a que su sistema circulatorio (*rete mirabile*) funciona como un intercambiador de calor, recogiendo el calor producido por su metabolismo y por los músculos mediante vasos venosos, llevando el calor hacia la sangre arterial. Posteriormente regresa a los tejidos, aumentando así la temperatura de éstos. Esto posibilita un constante y elevado metabolismo, permitiéndole habitar bajo condiciones oceánicas muy dispares, lo cual explica su amplia distribución geográfica (Atlántico Norte Occidental, de Terranova a Brasil, y Atlántico Oriental, desde Noruega a Cabo Blanco (Cort, 2007). Desde comienzos de 1960, sus poblaciones han desaparecido de las aguas del norte de Europa (MacKenzie y Myers, 2007).

El atún rojo presenta una gran plasticidad ecológica en cuanto a su alimentación, que suele ser a base de pequeñas especies pelágicas capturadas en zonas costeras de altas latitudes. Esto le supone un suministro de grasa corporal que le permite el enorme gasto energético que implican sus desplazamientos migratorios para la reproducción y alimentación (Chase, 2002). Predan sobre bancos de caballas, arenques, jureles, calamares y lanzones (Sinopoli et al., 2004), completando su dieta con especies demersales de aguas costeras como cangrejos y ocasionalmente con especies bentónicas, como esponjas (Chase, 2002). Por tanto, la composición de su alimento varía según la zona de alimentación, ocupando nichos ecológicos distintos según la edad del ejemplar (Sarà y Sarà, 2007; Stergiou y Karpouzi, 2002), considerándose como un predador oportunista.

1.2. Actividad comercial sobre el Atún Rojo

La carne del atún rojo ha sido muy apreciada desde tiempos ancestrales por su buena calidad frente a la conservación, bien sea en sal (salazones) o en aceite, aunque en la actualidad se consume cruda o cocinada con diversas técnicas gastronómicas. Por estas cualidades, desde el tiempo de la Antigua Roma el ser humano ha aprovechado los desplazamientos de los atunes para su captura, cuando se mueven agregados en cardúmenes. Esta captura se realiza por artes fijos, como las almadrabas (desde el siglo XVI), situadas estratégicamente en lugares de la costa próximos a sus rutas migratorias. Con el paso del tiempo y gracias al desarrollo de nuevas técnicas de pesca (años 70 del siglo XX), se empezó a capturar la especie con artes de cerco, para lo que era necesario la localización previa de los cardúmenes mediante el uso de medios aéreos de avistamiento, los cuales fueron prohibidos entre las medidas implementadas en el marco del Plan de Recuperación de la especie impuestas por la Recomendación de la Comisión Internacional para ICCAT y siendo sustituidos por el uso de sonar y sondas acústicas que localizan los cardúmenes e incluso discriminan el tamaño de los ejemplares (ICCAT, 2006).

En la actualidad, las pesquerías se realizan desde finales de mayo a finales de junio. Además de las almadrabas, otras artes utilizadas son el palangre (líneas de anzuelos de varios kilómetros de longitud de donde penden anzuelos con cebo) y la caña con cebo vivo.

1.2.1. Control de capturas

La captura de esta especie está regulada por ICCAT. Esta Comisión fue creada en el seno de la Organización de las Naciones Unidas en 1965, siendo su objetivo la conservación del atún y especies afines en el Océano Atlántico. Para lograr este fin, los países que forman parte de esta comisión se comprometieron a recopilar toda la información posible sobre capturas, biología de la especie y esfuerzo pesquero, de forma que pudieran gestionar las pesquerías conservando dichas especies. De esta manera, la explotación del atún se puede desarrollar de manera sostenible. Cabe decir que en la actualidad hay más de 17.000 buques de más de 20 m de eslora registrados en ICCAT, debidamente autorizados para la captura de atún rojo del Atlántico, estando controlados los puertos donde se pueden desembarcar las capturas, las instalaciones de destino, etc.

No obstante, para el control de las capturas existe otra importante herramienta, el denominado “Programa regional de observadores de ICCAT para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo (ROP-BFT)”, requerido por la Recomendación de

ICCAT que enmienda la Recomendación 18-02 que establece un Plan de Ordenación Plurianual para el atún rojo en el Atlántico este y el Mediterráneo. El personal de este programa tiene una participación activa durante toda la campaña de pesca, tanto en los buques como en las almadrabas, así como en las instalaciones de engorde. De esta manera, en dichas instalaciones no se puede sacrificar un solo ejemplar de atún sin la presencia del personal observador y/o inspector, y cualquier maniobra que implique la transferencia de ejemplares de un vivero a otro, dentro de la instalación de engorde, no se puede llevar a cabo sin la presencia de dichos inspectores y observadores.

Igualmente, cada Parte Contratante de la Comisión (en adelante CPC) tiene asignada una cuota de captura, que reparte entre los distintos sectores que se dedican a la pesca de dichas especies, y que en el caso de España ha ido fluctuando de un año a otro según el estado del stock (Tabla 1), siendo la cuota para España de 6.093 Tm para 2022 y de 6.783 para 2023 y 2024. La mayoría de dichas capturas van destinadas a los mercados de Japón y Corea, como producto congelado, ya que es donde se cotiza mejor el producto. El mercado de producto fresco lo constituyen fundamentalmente Estados Unidos y Europa.

Tabla 1. Distribución de capturas de atún rojo, albacora y pez espada en España según el arte de pesca. Fuente <https://www.iccat.int/es>. Capacidad = toneladas.

Arte	Pabellón	Flota	Área	Capacidad
Cebo vivo	EU-España	EU.ESP	NE	280
Línea de mano	EU-España	EU.ESP	NE	77
Almadraba	EU-España	EU.ESP	NE	2422
Cebo vivo	EU-España	EU.ESP-ES-CANARY	CANA	505
Cebo vivo	EU-España	EU.ESP-ES-CANT_ALB	NE	2
Cebo vivo	EU-España	EU.ESP-ES-CANT_BFT	NE	1
Línea de mano	EU-España	EU.ESP-ES-MEDI	MEDI	144
Palangre	EU-España	EU.ESP-ES-MEDI	MEDI	3
Palangre dirigido atún rojo	EU-España	EU.ESP-ES-MEDI	MEDI	34
Palangre de fondo	EU-España	EU.ESP-ES-MEDI	MEDI	5
Buque de cerco	EU-España	EU.ESP-ES-MEDI	MEDI	2549
Almadraba	EU-España	EU.ESP-ES-MEDI	MEDI	6
Línea de mano	EU-España	EU.ESP-ES-MEDI-Recr	MEDI	34
Palangre de pez espada	EU-España	EU.ESP-ES-SWO	NE	3

EU.ESP= EU.España; EU.ESP-ES-CANARY= EU.España (Islas Canarias); EU.ESP-ES-CANT_ALB= UE.España (Mar Cantábrico), objetivo albacora; EU.ESP-ES-CANT_BFT= UE.España (Mar Cantábrico), objetivo atún rojo; EU.ESP-ES-MEDI=UE.España (Puertos Mediterráneos); EU.ESP-ES-MEDI-Recr=UE.España (Puertos Recreativos Mediterráneos); EU.ESP-ES-SWO= EU.España, objetivo pez espada; NE=Nor Este; CANA= Islas Canarias; MEDI= Mar Mediterráneo.

Como se observa en la Tabla 1, dos de las artes más importantes en cuanto a las toneladas de captura son las almadrabas y los buques de cerco. Las almadrabas españolas más importantes se sitúan en Cádiz (dos en Barbate, una en Conil y otra

en Tarifa) y en La Azohía (Cartagena, Murcia). En Portugal hay tres: dos en Faro y una en Tavira. En Marruecos existen diez almadrabas: siete en Larache y tres en Tánger. Y en Italia hay seis: cuatro en Cerdeña, una en Sicilia y otra en Liguria. Todas se encuentran registradas por ICCAT. y por tanto, autorizadas por cada CPC para pescar, retener, transferir o desembarcar atún rojo (ICCAT, 2022). Al igual que en los buques de cerco o puertos autorizados, en las almadrabas se produce un control de los ejemplares capturados, pues cada almadraba tiene igualmente una cuota de captura adjudicada; tanto desde la Secretaría General de Pesca (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), con el cuerpo de inspectores, como desde ICCAT, a través del programa de observadores, se produce el control y registro de las capturas y su posterior comercialización.

1.2.2. Engorde o engrasamiento

La actividad de engorde de esta especie se inició en Canadá en los años 60 del siglo XX, siendo instaladas los primeros viveros de engorde en Ceuta en 1979, con atunes provenientes de una almadraba próxima (Miyake et al., 2003). En la Península Ibérica, los primeros estudios destinados a la creación de viveros de engorde de atún rojo se desarrollaron en 1995, siendo al año siguiente cuando se inició esta actividad, concretamente en la Región de Murcia (Miyake et al., 2003). Cabe mencionar que, en ese mismo año, esta actividad también se inició en Troguir (Croacia), y en años sucesivos en Italia, Malta, Túnez, Turquía, Chipre y Libia. El engorde de esta especie es considerado como un semicultivo. Los ejemplares son capturados mediante artes de cerco, y transferidos a una jaula o vivero flotante. En la Figura 10 se puede apreciar la maniobra de inicio de transferencia de los atunes capturados con arte de cerco, en donde intervienen varias embarcaciones que mantienen dicho cerco abierto hasta que el vivero de transporte tiene la puerta preparada para que los atunes entren, obligados éstos al ir haciéndose cada vez más pequeño el cerco, al ser recogido dicho arte por el buque pesquero.



Figura 10. Maniobra de transferencia de ejemplares de atún rojo capturados con cerco a un vivero de transporte. Cortesía del Grupo Ricardo Fuentes e Hijos.

Una vez transferidos los atunes al vivero de transporte, éste es remolcado (Figura 11) a no más de 1,5 nudos de velocidad, para evitar al máximo la mortalidad de los ejemplares capturados (aproximadamente un 2%) (Ottolenghi, 2008). El transporte finaliza una vez que los buques llegan a las instalaciones de engorde situadas en zonas costeras, transfiriéndose de nuevo los ejemplares a los viveros vacíos que se encuentran fondeados en las instalaciones para iniciar su alimentación (Figura 12).



Figura 11. Maniobra de transporte de un vivero hexagonal con ejemplares de atún rojo. Fuente: Antonio Belmonte.



Figura 12. Transferencia de ejemplares de atún rojo del vivero de transporte a uno de engorde. Cortesía de Sergio Iglesias.

El objetivo de esta fase es el de aumentar el contenido graso de los atunes, ya que en el momento de su captura (mayo-junio), los ejemplares disponen de poca grasa debido a la fase de reproducción por la que acaban de pasar. Para aumentar esta grasa, y por tanto su calidad comercial, los atunes son alimentados con especies de pequeños pelágicos, como la caballa (*Scomber scombrus*), el jurel (*Trachurus trachurus*), el arenque (*Clupea harengus*), la sardina (*Sardina* sp), sardinella redonda (*Sardinella aurita*) o el estornino (*Scomber japonicus*), especies de alto contenido graso.

Las instalaciones de engorde deben disponer de un registro ICCAT, así como de un límite en la capacidad de engorde (en toneladas) que pueden ser estabulados en los viveros. Cuando los viveros de transporte se aproximan a las instalaciones de engorde para la transferencia de los atunes, la maniobra es supervisada por los observadores de ICCAT y por los inspectores de la Secretaría General de Pesca. En dicho registro, ICCAT debe hacer constar el número del vivero, nombre de la instalación, el número de registro, el nombre y la dirección de los propietarios, la ubicación y la capacidad de engorde en toneladas.

El periodo de engorde varía según la forma de comercialización. En el caso de que ésta sea en estado congelado, el proceso de engorde dura de cinco a seis meses, mientras que cuando se comercializa en fresco, el periodo de engorde es de nueve a diez. Durante estos periodos, el suministro de alimento suele ser a diario y *ad libitum*, siendo la operación supervisada por buceadores que vigilan que el alimento es ingerido por los ejemplares. De esta forma, en el momento que los atunes dejan de interesarse por el alimento (carnada) se suspende su aporte. Esta alimentación se realiza mediante palas, lanzándose la carnada al centro del vivero, o mediante un tubo de unos 30 cm de diámetro que parte desde el buque de maniobras hasta el centro del vivero, siendo empujada la carnada mediante agua.

El hecho de no poder pesar ni medir los atunes en el momento de su captura, es decir, antes de empezar a ser alimentados para su engorde, hace difícil el cuantificar el índice de conversión (*feed conversion ratio*, FCR). Según algunos autores (Farwell C.J., 2003), el FCR en ejemplares juveniles (30-40 kg) es de 15-20:1, mientras que en individuos de 150 kg se estima en 40:1 (de-la-Gándara y Ortega-García, 2013). Sin embargo, estudios más recientes (Bridges et al., 2021) estiman dicho valor en torno a 13,4:1, en ejemplares de 100 a 325 kg alimentados durante 30 meses en viveros flotantes. Esto pone de manifiesto que el FCR depende de varios factores, como la duración del engorde.

Una vez alcanzado el nivel de engorde deseado los ejemplares son cosechados, para lo que deben de ser sacrificados y desangrados de forma rápida, impidiendo así la pérdida de calidad de producto. En un principio la maniobra de cosechado se hacía sacrificando a los ejemplares mediante escopeta de cartuchos con bala hueca (Figura 13), pero debido a la peligrosidad del método y al estrés provocado a los atunes, el método fue sustituido por la “lupara” (Figura 14), una barra metálica que porta en su extremo un cartucho de pólvora con bala hueca que se dispara al ser golpeado sobre la cabeza de los ejemplares por el buceador, provocándoles la muerte de forma instantánea. Una vez recogido el ejemplar, se procede al desangrado, para lo cual se realiza el corte de los vasos sanguíneos de los arcos branquiales y de aquellos que trascurren a lo largo de la línea lateral. Con este rápido método de sacrificio se impide que el ácido láctico pase a lactato en el músculo, lo que confiere un sabor metálico a la carne si se consume cruda. Este proceso, conocido como “yake” (carne quemada), repercute negativamente en la calidad del producto, no pudiendo ser vendido en los exigentes mercados asiáticos. Una vez desangrados, los ejemplares son cortados rápidamente para ser introducidos en el túnel de congelación, o bien pasan enteros directamente a tanques de agua a 3-4°C, en el caso de ser destinados al mercado de producto fresco. Con esto se consigue bajar la temperatura interna corporal, que puede llegar a más de 23°C.



Figura 13. Maniobra de sacrificio de ejemplares de atún rojo con escopeta. Fuente: Antonio Belmonte.



Figura 14. Lupara utilizada para sacrificio de atún rojo. Fuente: Antonio Belmonte.

Con respecto a los viveros para el engorde (Figura 15), en un principio se utilizaron estructuras de distintos tamaños y formas: hexagonales para transporte, de 22 m de lado, en donde los tubos de flotación eran de neopreno y a los que se les insuflaba aire; circulares de 50 m de diámetro, que se utilizaban indistintamente para el transporte y el engorde; circulares de 90 m de diámetro; y rectangulares de 120 x 50 m. Todas ellas disponían de una profundidad media de 30 m, pero en la actualidad, la mayoría de los operadores de granja utilizan viveros de 50 m de diámetro (Figura 16 y 17) y aros de flotación de polietileno de alta densidad de entre 300 y 400mm de diámetro, por ser polivalentes y poder así homogeneizar los tamaños de las redes utilizadas como bolsillos en los viveros. La densidad de atunes en dichos viveros no suele ser superior a 5 kg/m³ (de la Gándara y Belmonte, 2008).



Figura 15. Distintos tipos de viveros flotantes en una instalación de engorde de atún rojo de la costa murciana (año 2002). Fuente: Antonio Belmonte.



Figura 16. Viveros de 50 m de diámetro en maniobra de transferencia. Cortesía de Carlos Belmonte.



Figura 17. Aros de flotación y candeleros con la corchera amarilla en el extremo superior del bolsillo de red en un vivero de engorde de 50 m de diámetro. Cortesía de Carlos Belmonte.

Durante todo el proceso de engorde la mortalidad suele ser bastante baja (Mylonas et al., 2010), produciéndose ésta por lesiones ocasionadas durante la campaña de pesca, cuando los ejemplares son cercados en mar abierto. A ello habría que añadir las catástrofes naturales, como la ocurrida durante los últimos días de agosto de 2019, cuando un tornado o “manga marina” arrasó completamente la producción de una granja de engorde frente a las costas de San Pedro del Pinatar (Murcia), perdiéndose toda la producción, estimada en 800 Tm.

Otra cuestión importante en el mantenimiento de los atunes en los viveros son las condiciones hidrodinámicas de la zona de cultivo. Las condiciones ambientales que caracterizan una determinada área marina para el cultivo de una especie son inalterables por la acción del operador del vivero, lo que no ocurre en cultivos que se realizan en tierra, en donde se pueden cambiar las condiciones de luz, temperatura, velocidad de la corriente dentro del estanque, niveles de oxígeno, etc. durante las distintas fases del proceso de cultivo. Es por ello la gran importancia que tiene la selección de zonas aptas para el desarrollo de la acuicultura en una determinada zona, según el tipo de especie que se vaya a cultivar.

En este sentido, el cultivo de algunas especies como la dorada (*Sparus aurata*) tiene unas características muy definidas y determinantes en cuanto a la temperatura, pues los organismos poiquiloterms, es decir, los que no pueden regular su temperatura interna, dependen en grado sumo de las condiciones ambientales del área donde se encuentra la instalación de viveros flotantes. Por ello, cuando los valores de temperatura se encuentran fuera del rango de tolerancia de estos organismos se produce un gasto energético muy alto, pues no pueden responder con la huida (migración) como lo pueden hacer los animales silvestres (Donaldson et al., 2008). Estas alteraciones de temperatura suponen pues, cambios fisiológicos que repercuten en el crecimiento de los peces. En el caso del atún rojo, este problema podría estar amortiguado por el poder de mantenimiento o elevación de su temperatura interna sobre la ambiental, gracias a su sistema de contracorriente vascular o *rete mirabile*, que le provee de una adaptabilidad que le permite habitar aguas con alto rango de temperaturas (Collette y Nauen, 1983; Dickson y Graham, 2004; Graham y Dickson, 2004). Cabe recordar que el atún rojo es una especie migradora que habita aguas abiertas y que se acerca a la costa en latitudes altas para alimentarse, tolerando por tanto un amplio rango de temperaturas (Collette y Nauen, 1983) para poder hacer frente al enorme gasto energético para iniciar las migraciones para su reproducción (Chase, 2002), y por lo que estacionalmente se dirigen a las zonas de puesta en el Mediterráneo para luego volver al Atlántico y dirigirse a altas latitudes para alimentarse (Cort, 2007).

Pero cuando los atunes son capturados y estabulados en viveros flotantes sus desplazamientos en libertad se anulan, y además la alimentación no tienen que buscarla, por lo que las condiciones ambientales que caractericen el área donde se encuentra los viveros, como son las corrientes marinas, el oleaje, la oxigenación, la temperatura y la calidad del agua, serán las que supongan que los ejemplares obtengan unas condiciones concretas definidas por dichas condiciones ambientales.

1.3. La contaminación marina

En el momento histórico actual es incuestionable que la especie humana es la responsable en gran medida de lo que conocemos como “cambio climático”. Esta afirmación queda recogida en el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 2014), indicándose igualmente que las acciones de origen antropogénico son las principales responsables de dicho cambio en los últimos 50 años. El impacto producido por dicho proceso en los ecosistemas marinos (considerados éstos como una importante fuente de riqueza y recursos (Bijman et al., 2011), junto con el producido por la sobrepesca (Pitcher y Cheung, 2013) y la contaminación (Hutchison et al., 2013) hace que dichos ecosistemas estén cambiando a escala global. Esto genera una importante preocupación en el ámbito social y científico, siendo necesaria su evaluación para poder conocer la situación real en cuanto al estado de la diversidad biológica y abiótica se refiere (Murillo et al., 2010).

Debido a esta preocupación, desde hace décadas se están promulgando acuerdos a nivel internacional, encaminados a la prevención de la contaminación del mar, tanto por vertidos como por otras sustancias, como es el caso del Convenio de Londres, de 1972. Mediante este convenio se prohibió el vertido al mar de los residuos de los buques, acción que era la causante del mayor impacto producido por el hombre hasta el momento (Ramírez-Llodra et al., 2011), aunque más tarde se elaboró otro más restrictivo que se puso en vigor en el 2006 (International Maritime Organization). Otros acuerdos relevantes son el Convenio de Barcelona (1976), enfocado a la prevención del Mar Mediterráneo, el Convenio Internacional sobre Cooperación, Preparación y Lucha contra la Contaminación por Hidrocarburos (convenio OPRC), el Convenio OSPAR (Convención para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste), que nació de una convención en París, en 1992, y el de Derecho del Mar, que se elaboró en la Convención de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) en Montego Bay, en 1982, y que en su artículo 1.1.4 definió la contaminación del medio marino como “la introducción por el hombre, directa o indirectamente, de sustancias o de energía en el medio marino incluidos los estuarios, que produzca o pueda producir efectos nocivos tales como daños a los recursos vivos y a la vida marina, peligros para la salud humana, obstaculización de las actividades marítimas, incluidos la pesca y otros usos legítimos del mar, deterioro de la calidad del agua del mar para su utilización y menoscabo de los lugares de esparcimiento”. En Europa, la Directiva 2008/56/CE, de 17 de junio de 2008, establece un marco comunitario para la política del medio marino. Esta normativa europea fue incorporada a nuestro ordenamiento jurídico a través de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de

protección del medio marino. A modo de resumen se puede decir que estas legislaciones van encaminadas a que se elaboren “estrategias marinas” por los Estados Miembros de la Unión Europea, con el objetivo de salvaguardar los valores medioambientales marinos.

Bien es cierto que la contaminación marina puede ser de origen natural, es decir, la procedente de las erupciones volcánicas o incendios forestales. Pero como ya se ha indicado, la de mayor preocupación es la provocada por el hombre, vertida a la atmósfera, a los océanos o a la tierra, fruto de su actividad industrial o simplemente derivada de una deficiente gestión de residuos, como el plástico o la basura (UNEP 2009). En este sentido se llegó a estimar que entre el 60 y el 80% de los más de 6,4 millones de toneladas de basura que hay en el mar son plásticos (Barnes et al., 2009; Derraik, 2002), teniendo una distribución tan amplia como para ser detectados en el Océano Austral y en la costa de la Antártida (Cheng et al., 2013).

Pero fue la revolución industrial iniciada a principio del siglo XX la que provocó un aumento de la demanda energética, motivando una gran explotación de la industria petrolera marina y del transporte, lo que ha supuesto no pocos accidentes de derrame de crudo, impactando gravemente sobre los ecosistemas marinos (Pozo Ixtoc-I, Golfo de México 1978; Exxon Valdes, Alaska 1989; Prestige, Galicia, 2002; Plataforma Deepwater Horizon, Golfo de México, 2010; Bohai Bay, 2011, entre otros). Todo ello, unido al hecho de que el 40 % del población mundial se acumula en una franja costera que no llega a más de 100 km de ancha (United Nations, 2012), hace que la gran mayoría de las zonas costeras se encuentren con un alto nivel de contaminación, provocado por los vertidos de fertilizantes, sustancias químicas, aguas residuales de origen industrial y doméstico, antibióticos, etc., conociéndose estas áreas como “zonas anóxicas” o “zonas muertas”, debido a los fenómenos de eutrofización (Diaz y Rosenberg, 2008).

Esta variedad de sustancias que llegan al medio marino hace que los ecosistemas que se desarrollan en él se enfrenten a una combinación de contaminantes químicos, como metales pesados, contaminantes orgánicos, retardantes de llama, nanomateriales y microplásticos (Hutchison et al., 2013), que no solo les afecta a ellos, sino que también pueden representar un desafío para la salud humana, tanto en cuanto la cadena alimentaria puede verse afectada por dicha contaminación. Un ejemplo del desafío que puede suponer la entrada de dichas sustancias en la cadena alimentaria es la aparición de enfermedades, como la provocada en Minamata en 1956 por mercurio (Hg), y la denominada “Itai-Itai”, cuando la explotación intensiva de una mina provocó la contaminación del río Jinzu por cadmio (Cd), reconociéndose el problema en los años 60 (Aoshima, 2012; Friberg

et al., 1971; Genchi et al., 2020; Nogawa and Kido, 1996). Esto hace que la existencia de metales pesados en ecosistemas marinos, que son fuente de recursos para los humanos, constituya un serio problema a nivel mundial (Acosta et al., 2013). Dicha presencia es motivo de preocupación por su toxicidad, no degradabilidad y persistencia en el medio (Klavinš et al., 2000; Tam y Wong, 2000; Todd et al., 2010)

Diversas actividades de origen antropogénico, como la industria de la electrónica, la minería, la agricultura, la industria petroquímica, la fundición o la propia acuicultura, hacen que los mares y océanos porten metales pesados derivados de su funcionamiento (Eisler, 1993; Giambérini y Cajaraville, 2005; Gust y Fleeger, 2006; Kalantzi et al., 2013; Poté et al., 2008; Pyatt et al., 2005; Pyle et al., 2005; Qiao et al., 2007), llegando los vertidos al medio marino a través de las redes fluviales (Lin et al., 2013). Como se ha dicho anteriormente, también hay que considerar que parte de los metales pesados que llegan al mar es debido a fenómenos naturales, como los erosivos, hidrotermales o volcánicos, los cuales interrelacionan con el medio ambiente en sus ciclos biogeoquímicos (Gutiérrez-Galindo et al., 1999). Por todo lo dicho, los metales pesados siguen siendo objeto de preocupación a nivel mundial (Rahman y Singh, 2019), ya que la contaminación del agua afecta a plantas, animales y al ser humano (Gu et al., 2018; Wang et al., 2021). Como consecuencia, la presencia de estos elementos en ecosistemas marinos ha aumentado en los últimos años (Zaynab et al., 2022), tanto la derivada de fuentes naturales como de fuentes antropogénicas (Halpern et al., 2008; Serrano et al., 2011), depositándose continuamente en el lecho marino y actuando de forma directa sobre la biota (Li et al., 2018; Tarnawski y Baran, 2018).

Existen diversas vías por las cuales los metales pesados solubles cuando llegan al mar se inmovilizan: por la materia orgánica que hay disuelta en el agua o en el sedimento, que hace que estos elementos se coagulen, debido a la adsorción en el suelo por intercambio iónico; o por precipitación, con la formación de especies insolubles de metales pesados o por incorporación a la estructura de los minerales (Bryan y Langston, 1992; Du Laing et al., 2009). Además, la alta salinidad del agua de mar eleva la agregación de partículas en suspensión, lo que acelera la sedimentación (Du Laing et al., 2009). Esto supone que el sedimento marino depositado en su lecho funcione como un sumidero (Lin et al., 2013; Li et al., 2013a), comportándose como el principal agente en el almacenamiento y transporte de metales potencialmente peligrosos (Gao y Chen, 2012; Yan et al., 2010). En este sentido, las áreas portuarias o estuáricas pueden llegar a actuar como embalses para estas sustancias, donde se pueden almacenar, adsorber y posteriormente liberar a las áreas próximas (Chen et al., 2007; Guerra-García y García-Gómez, 2005). Esto evidencia la importancia de los estudios sobre la

calidad de los sedimentos en los estudios sobre contaminación marina, sin dejar por ello de dirigir recursos al estudio de la columna de agua y a las especies marinas, así como a las características hidrodinámicas de las zonas donde se ubican los viveros.

Los metales pesados provocan gran preocupación en el ámbito social y científico por la seguridad alimentaria, además de causar devastadores efectos sobre los ecosistemas marinos (Feng et al., 2008; Lin et al., 2013; Rainbow, 2007; Wang y Rainbow, 2008), si se da la circunstancia de encontrarse por encima de los niveles de toxicidad (Macdonald et al., 1996), aunque también a bajas concentraciones pueden infundir efectos perjudiciales sobre respuestas biológicas (Del Valls y Conradi, 2000; Nicholson y Lam, 2005). Es preciso señalar que además de elementos como el Hg, Cd y plomo (Pb), que son los más relevantes desde el punto de vista ambiental, existen otros como el cromo (Cr) y el arsénico (As) que causan toxicidad aguda o crónica, llegando a ser bioacumulados y biomagnificados por organismos marinos que forman parte de la cadena alimentaria (Croteau et al., 2005; Hammerschmidt y Fitzgerald, 2006; Rainbow y Luoma, 2011; Schafer et al., 1983). Esto deja a la luz la importancia de los metales pesados en estos ecosistemas, tanto en lo referente a la contaminación ambiental como en lo relacionado con la salud humana por el consumo de organismos marinos con fácil acceso a dichas sustancias, desde moluscos y peces hasta algas.

Por el riesgo que representan, metales pesados como el Hg, el Pb y el Cd están considerados como peligrosos, tanto desde el punto de vista de salud pública como desde el toxicológico (ATSDR, 2022; Díaz et al., 1993; Nordberg et al., 2007) estando incluidos en la lista de sustancias peligrosas en el ámbito de la política de aguas, así como en las de sustancias prioritarias de organismos internacionales (Decisión nº 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001; Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de agosto de 2013; (US EPA, 2023). De hecho, la Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR) incluye a estos tres metales en las posiciones 2 (Pb), 3 (Hg) y 7 (Cd) del ranking global por peligrosidad (ATSDR, 2022). El Hg incluso está sujeto a acuerdos internacionales (Convenio de Minamata sobre el Mercurio, UNEP, 2019). Estos metales son altamente tóxicos para todo tipo de organismos marinos, pudiendo provocar efectos metabólicos y comportamentales, afectando a nivel hematológico, hepático, renal, nervioso, inmunológico, osmoregulador, endocrino y reproductor, involucrando a diversas enzimas, y provocando deformidades, estrés oxidativo y daño en el ADN (Abadin et al., 2007; Faroon et al., 2012; Huang et al., 2011; Lee et al., 2019; Liu et al., 2022; O'Bryhim et al., 2017; Zheng et al., 2019).

Se trata de elementos persistentes, de especial toxicidad, con la capacidad de bioacumularse en aguas superficiales, por lo que son recogidos en normativas legales (RD 817/2015) e incluidos en los programas de vigilancia y control de aguas superficiales por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, así como en los programas de control de diversos organismos como la United States Environmental Protection Agency (EPA) y la ATSDR, así como en el Convenio OSPAR. Según el último informe (Larsen y Hjermann, 2022), el Hg es problemático en todas las áreas de estudio, mientras que en el caso del Pb y el Cd depende de las zonas, con tendencias crecientes o decrecientes según la zona y/o la matriz de estudio (aguas costeras vs. mar abierto, sedimento vs. biota).

1.3.1. Mercurio

El Hg es un contaminante global que afecta a la salud humana y a los ecosistemas (Driscoll et al., 2013), debido a su transporte mundial por el medio ambiente y a los importantes problemas de salud que produce (UNEP, 2019). En 1998, Wolfe y colaboradores indicaron que los efluentes industriales aumentaban en ríos y lagos a razón de 90 ng L^{-1} por año (Wolfe et al., 1998).

Se trata de un metal no esencial, el cual produce importantes efectos en la salud tanto animal como humana, por lo que es comúnmente objeto de investigación (de Almeida Rodrigues et al., 2019). A modo de ejemplo, los costes globales para la sociedad por los déficits neurocognitivos en relación con la toxicidad del Hg se estiman en varios miles de millones de dólares (Bellanguer et al., 2013; Grandjean y Bellanguer 2017).

El Hg es liberado a la atmósfera a partir de combustibles fósiles y minerales (su principal fuente son las centrales térmicas de carbón), y se deposita en suelos y agua (Xu et al., 2015). Además, procede de la desgasificación de la corteza terrestre y de la evaporación del agua de los océanos (Rahman and Singh, 2019). Según algunos autores, las emisiones antropogénicas de Hg ascienden a 2.000 toneladas/año (Pirrone et al., 2010; Streets et al., 2011). Una vez liberado, el Hg se transporta en forma elemental (Hg^0) a largas distancias, gracias a su prolongado tiempo en la atmósfera (Mason, 2009), llegando de nuevo al mar por la lluvia (Li et al., 2020). En mares y océanos, el Hg se presenta en forma elemental y como ion mercuríco (Hg^{+2}), llegando a los sedimentos. En este material, su forma química depende de muchos factores, como por ejemplo el origen de la materia orgánica (organismos marinos que van al fondo al morir, heces, etc.) (Grajewska et al., 2020; Jędruch et al., 2017), a lo que se le une los procesos físico-químicos que puede sufrir (adsorción a minerales, formación de complejos, etc.). En consecuencia, el Hg puede quedar ligado a sulfuros de forma más o menos estable

(según esté en forma HgS^{-2} o HgS^0), precipitando o quedando biodisponibles para su metilación por bacterias (Benoit et al., 1999, 2003). Según algunos autores, los océanos acumulan la mitad del Hg de origen antropogénico a través de los sedimentos (Covelli et al., 2021; Zhang et al., 2014), actuando éstos como sumidero de este metal. Además, los sedimentos pueden resuspenderse, inducido por procesos físicos naturales (olas, tormentas, etc.), procesos biológicos (bioturbación) e incluso por actividades antropogénicas (navegación, arrastre, etc.) (Clarke et al., 1982; Josefsson et al., 2010; Lund-Hansen et al., 1999; Morgan et al., 2012), e ingresar en la columna de agua por difusión, advección y resuspensión (Chapman y Wang, 2001; Chen et al., 2008).

Si bien el Hg es tóxico *per se*, su forma más tóxica es el metilmercurio (MeHg). Esta forma química se produce debido a la acción (metilación) de diferentes microorganismos reductores de sulfato presentes en los sedimentos (Benoit et al., 1998). Diversos factores afectan la producción de MeHg en los sedimentos, incluyendo la salinidad, la presencia de materia orgánica y de sulfuros (Bradford et al., 2022); según estos autores, estos factores tienen efectos tanto aditivos como reductores en la metilación de Hg, sugiriendo la existencia de factores ecológicos específicos que requieren mayor aclaración. En cualquier caso, la exposición a esta forma química afecta al crecimiento, la reproducción, el desarrollo, el comportamiento, la bioquímica, y la supervivencia de los peces (Sorensen, 1991; Wiener et al., 2003; Wiener y Spry, 1996), con efectos a nivel neurológico, hematológico e inmunológico (Sweet Li et al., 2001). Por su parte el Hg en forma inorgánica también daña el hígado y la piel de los peces (Sweet Li et al., 2001; Denizeau et al., 1990), además de detener el crecimiento gonadal y reducir el índice gonadosomático (Ram RN et al., 1983).

En el ser humano, el Hg provoca importantes efectos a nivel celular (Flora et al., 2008; Lund et al., 1993; Naganuma et al., 2002; Peraza et al., 1998; Wang y Jia, 2005), produciendo problemas a nivel neurológico, cardiovascular, pulmonar, hematológico, renal, digestivo, reproductor, endocrino y del sistema inmune (Rice et al., 2014).

Aunque la contaminación por Hg es un problema mundial en mares y océanos, es especialmente importante en el Mar Mediterráneo por las actividades mineras y de volcanes submarinos (Cinnirella et al., 2019), con al menos tres fuentes primarias de deposición atmosférica sobre la superficie de los sedimentos derivada de la precipitación urbana, industrial y global (Ogrinc et al., 2019). En las últimas décadas, los pescados procedentes del Mediterráneo han sido relacionados con una mayor concentración de Hg que los de otros océanos (Bernhard et al., 1977; Bacci 1989, Lahaye et al., 2006; Cossa et al., 2012), convirtiéndose en un

problema de gran preocupación ya que el pescado juega un papel fundamental en la dieta mediterránea. Esta dieta recomienda consumir pescado al menos dos veces por semana, para reducir el riesgo de contraer muchas patologías como enfermedades cardiovasculares, enfermedades pulmonares, cáncer o enfermedad de Alzheimer, gracias a la ingesta del contenido de ácidos grasos omega-3 (Prato y Biandolino 2015).

Por otro lado, la acumulación y biomagnificación de Hg en depredadores acuáticos en lo alto de la cadena trófica está bien documentada, y se considera que las concentraciones ambientales en los tejidos de estos depredadores se encuentran amplificadas un millón de veces o más, pudiendo verse exacerbado por el cambio climático (Schartup et al., 2019). Es por ello por lo que en los últimos años, el potencial de riesgo por Hg asociado con el excesivo consumo de atún ha sido extensamente discutido (EFSA 2012, EFSA 2014, EFSA 2015). En este sentido, los valores máximos de Hg en ciertos alimentos han sido regulados por las autoridades europeas (Reglamento (CE) nº 2023/915), siendo $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ de peso fresco el nivel máximo en la carne de músculo de una serie de especies incluidas en su apartado 3.3.1.2, entre las que se encuentra el atún (*Thunnus* sp, *Euthynnus* sp, *Katsuwonus pelamis*). Para otras especies el valor máximo está en $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Según el citado reglamento, estos límites se consideran sobre el pez completo si está destinado a ser consumido entero, mientras que en el caso de alimentos desecados, diluidos, transformados o compuestos, se tendrán en cuenta los cambios de concentración provocados por los procesos a los que se somete el pescado, así como las proporciones relativas de los ingredientes y el límite analítico de cuantificación (art. 3 del Reglamento).

En los últimos años, diversos autores han destacado la necesidad de tener un mayor conocimiento sobre este tema (Ferreira Rodriguez et al., 2021), y prestar mayor atención a la toxicología en los pescados marinos en relación con su bioacumulación y los efectos tóxicos (Zheng et al., 2019). Como resultado, diversos estudios se han centrado en medir el contenido de Hg en el músculo así como en el hígado en diferentes depredadores marinos que son de frecuente consumo humano, recomendando esto como un indicador medioambiental de contaminación del agua, aunque el músculo puede mostrar concentraciones superiores de Hg (Licata et al., 2005). En una reciente publicación (Médieu et al., 2024), se muestra la gran variabilidad interanual de las concentraciones de Hg en atunes a escala global, contrastando la estabilidad en las tendencias de concentración frente a la disminución general de las emisiones y deposiciones antropogénicas desde la década de 1970.

Por otra parte, los subproductos de la industria de la acuicultura del atún (como branquias, vísceras y huesos) se utilizan en alimentación animal (comida para mascotas, harina de pescado o para uso en acuicultura), con fines industriales (aceites esenciales y derivados), o para consumo humano (Garrido Gamarro et al., 2013; Hosch 2016). Sin embargo, la literatura científica acerca de la distribución tisular de Hg en otros tejidos de atún rojo es muy escasa (Licata et al., 2005; Storelli et al., 2005); Hernández Hernández et al., 1990; Srebocan et al., 2007).

En contraposición al Hg, el selenio (Se) es un antagonista de la toxicidad de este metal pesado, al proteger los tejidos contra el daño oxidativo que provoca y prevenir las consecuencias patológicas de la bioacumulación del metal (Ralston et al., 2019). Si el suministro de Se está alterado, los peces no responden adecuadamente al crecimiento y a las funciones fisiológicas y bioquímicas (como la respuesta antioxidante), pero un exceso también podría ser dañino (Khan et al., 2017). Los peces teleósteos transportan a través de su cuerpo más Se que la mayoría del resto de vertebrados (Sarangi et al., 2018), y han desarrollado una mayor dependencia del Se del medio ambiente. Además, algunas especies depredadoras contienen concentraciones más altas de Se que las encontradas en otras especies de peces (Olmedo et al., 2013). Sin embargo, el Se solo se estudia en el músculo de pescado en temas de seguridad alimenticia humana. De hecho, se informa que el Valor de Beneficio de Salud del Selenio (HBV_{Se}) (Ralston et al., 2016) es un buen instrumento para entender mejor la disponibilidad del Se después de su interacción con Hg.

1.3.2. Plomo

El plomo (Pb) es un elemento químico considerado no esencial para los seres humanos y para la vida acuática (Mager et al., 2010). Se le considera tóxico, y junto con otros elementos como el Cd, cobre (Cu), Hg, cromo (Cr), manganeso (Mn) y zinc (Zn) constituyen el grupo de los “metales pesados”, los cuales se caracterizan por su capacidad de acumulación en los distintos eslabones de la cadena alimentaria a niveles perjudiciales (Pan y Wang, 2012), así como por no ser biodegradables, provocando por ello efectos perjudiciales en los ecosistemas.

A lo largo de la historia, el ser humano ha utilizado el Pb de muy diversas maneras, en gran medida por su ductilidad y fácil fundición, aunque fue durante el desarrollo de la industria de automoción cuando su uso aumentó de forma importante, pues se utilizó para evitar la detonación de la gasolina utilizada como combustible en los vehículos (Gad, 2005). Además, este metal se utilizó para la construcción y conducción de agua, así como en procesos de extracción y fundición (Caurant et al., 2006; Mao et al., 2009), aunque en la actualidad su uso quedó relegado a la

fabricación de baterías. No obstante, se trata de un metal con fuentes naturales, ya que se libera como consecuencia de erupciones volcánicas, incendios, por la erosión de depósitos naturales, niebla salina marina, etc. (Richardson et al., 2001).

Debido a su uso en la industria minera y metalúrgica, el Pb ha tenido un origen en el medio ambiente eminentemente antropogénico, provocado por la deposición atmosférica de diversos subproductos (Caurant et al., 2006; Mao et al., 2009). En este sentido, se podría decir que durante años se ha debido sobre todo a la industria de fundición (US EPA, 2008), siendo la responsable del 90% del Pb que entraba anualmente en los océanos. La cantidad liberada por esta vía fue estimada en 90.000-140.000 Tm, mientras que la procedente del origen natural (volcanes y demás fuentes naturales) se estimó en 1.400-4.000 Tm (Cossa et al., 1993; Van de Flierdt et al., 2003). Según algunos autores, más de 40 países siguen extrayendo Pb, con una producción anual total de 4.800×10^3 Tm (dato de 2015, (Rahman y Singh, 2019). Según Pure Earth (2015), casi 800 lugares de nuestro planeta tienen alta exposición a Pb, provocando riesgos para la salud en más de 26 millones de personas.

A principio de la década de los 80, la concentración de Pb en los mares y océanos estaba en torno a 1 g L^{-1} (Brügmann, 1981), aunque en aguas contaminadas marinas se llegó a registrar con anterioridad medidas de hasta 200 g L^{-1} (OMS, 1972). Los organismos con competencias en protección del medio ambiente implantaron medidas para disminuir el uso del Pb en los años 90, sobre todo en los combustibles, como antidetonante (Directiva 98/70/CE; RD 785/2001), lo que supuso un gran salto hacia delante para disminuir la emisión de este elemento a la atmósfera. En una reciente revisión (hasta el año 2000, Botté et al., 2022), se muestran concentraciones más reducidas de Pb en aguas marinas y costeras, aunque en algunos lugares las concentraciones seguían siendo elevadas (ej. Golfo de Gabes, con $765 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (Drira et al., 2017), o Pasir Gudang, con $362 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, (Mahat et al., 2018). Una vez que el Pb está en mares y océanos, se transporta a largas distancias gracias a las corrientes marinas, llegando incluso a zonas polares (Celis et al., 2015).

Probablemente y debido a que el Pb entra a los océanos a través de la atmósfera (Libes, 2009), su distribución en el mar es tal que en la superficie se detecta en mayor concentración, comparando con aguas más profundas en donde disminuye. La biomagnificación de este elemento dista todavía de estar resuelta, pues varía entre 1.000 y 100.000 según los organismos que se estudien (Alzieu et al., 1999) y es por lo que hay trabajos científicos que coinciden en que no existe en las cadenas tróficas marinas una biomagnificación para este metal (Amiard et al., 1980; Barwick y Maher, 2003; Cardwell et al., 2013; Metayer et al., 1980; Mikac et

al., 2001; Timmermans et al., 1989; Vighi, 1981; Ward et al., 1986).

Dependiendo del grado de solubilidad y naturaleza química, todos los compuestos de Pb son tóxicos, aunque en diferente grado, siendo los compuestos orgánicos los más tóxicos. El Pb en el medio marino se puede encontrar en diferentes formas (Botté et al., 2022) (Pain, 1995) como sulfato o carbonato, compuestos complejos como cloruros e hidroxilos, acomplexado con compuestos orgánicos, así como en forma de Pb libre (ion Pb^{+2}), pudiendo precipitar cuando se excede su límite de solubilidad (Angel et al., 2015; Flora et al., 2006). Así, en el medio marino el Pb se encuentra fundamentalmente en sedimentos, y solo una pequeña parte permanece disuelta (Botté et al., 2022); cuando ésta fracción está disponible, ingresa en la cadena trófica marina.

La absorción y biodisponibilidad de Pb en el medio acuático depende de factores como la edad del organismo, sexo, tasa de crecimiento y tamaño, cantidad de otros elementos químicos, presencia de otros contaminantes y factores ambientales como pH, estacionalidad anual, materia orgánica en sedimentos (Darling y Thomas, 2005; Graham et al., 2006; Grosell et al., 2006; Metcalfe-Smith et al., 1996; Stewart, 1999; Wiesner et al., 2001). En organismos marinos, el Pb penetra a través de la piel, las branquias y tracto digestivo, siendo las branquias de peces (Spokas et al., 2006) y caracoles (Supanopas et al., 2005) los mayores depósitos de Pb.

Como ya se ha comentado, el Pb es un elemento muy tóxico, provocando en organismos superiores interrupción de la activación de enzimas, inhibición de la absorción de minerales traza, interrupción de la síntesis de proteínas estructurales por la unión a grupos sulfhidrilo, alteración de la homeostasis del calcio (Ca) y disminución de nivel de reservas antioxidantes, y todo ello relacionado con el efecto oxidante que ejerce en componentes tisulares y celulares (Patrick, 2006). El Pb no tiene función fisiológica alguna en los organismos marinos (Johannesson, 2002), al igual que en los organismos superiores, llegando a poder ser tóxico en cantidades traza (Angelo et al., 2007; Krause-Nehring et al., 2012). Según la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2022, 2024), la exposición a Pb representa 21,7 millones de años perdidos por discapacidad y muerte en todo el mundo, debido a sus efectos a largo plazo en términos de discapacidad intelectual, enfermedades cardiovasculares y enfermedades renales crónicas, con casi un millón de vidas perdidas en 2019 como consecuencia de la exposición a este metal.

Desde el punto de vista alimentario, el Pb es objeto de control sanitario en especies marinas (Comisión Europea, 2023), estableciéndose un límite máximo de estos metales en músculo de peces ($0,3 \text{ mg kg}^{-1}$, en peso fresco, con la misma consideración indicada para el Hg con respecto a los alimentos desecados, diluidos, transformados o compuestos), siendo numerosos los trabajos en los que se estudia la concentración muscular de este metal en especies marinas (por ejemplo, Fakhri et al., 2018). Sin embargo, para la mayoría de las especies comerciales se desconoce la presencia y acumulación de estos elementos en otros tejidos, a pesar de que la toxicidad de estos metales en los peces es inducida principalmente por la bioacumulación en tejidos específicos (Lee et al., 2019). En especies como el atún rojo, el conocimiento de la distribución y acumulación tisular de estos metales resulta de gran interés, ya que se trata de una especie con altas tasas metabólicas, con alta tasa de ingesta de alimentos (sobre todo en viveros de acuicultura) y, por tanto, con posibilidad de acumular altas concentraciones de metales (Storelli et al., 2005).

1.3.3. Cadmio

El Cd tampoco tiene ninguna función esencial en los seres vivos (Jensen y Bro-Rasmussen, 1992; Phillips, 1980; Webb, 1979). Desde el punto de vista medioambiental, el Cd está considerado como uno de los metales pesados más importantes. Se ha encontrado en áreas como el Ártico, la Antártida, Himalaya (Hong et al., 2004; Lee et al., 2008; Planchon et al., 2002; Wolf et al., 1999), lo que provoca en la sociedad y en la comunidad científica gran interés por conocer su ciclo biogeoquímico y sus efectos en la salud humana. Al igual que el Pb y el Hg, el Cd está incluido en las listas de contaminantes prioritarios (ATSDR, 2022; US EPA, 2023; Directiva 2013/39/EU; Decisión 2455/2001/EC).

En el medio acuático, la presencia del Cd es debida igualmente a las actividades de origen antropogénicas: descarga de contaminantes a la atmósfera, quema de carbón, fundiciones de metales, vertidos de lodos de depuradoras, etc. (Clemens, 2006). Durante años el Cd ha procedido de las baterías de níquel (Ni)-Cd, refinería de minerales de sulfuro de zinc (Zn), pigmentos y derivados de la minería del Pb y el cobre (Cu) (Dabas et al., 2011; Das et al., 1997; Duruibe et al., 2007; Fishbein, 1981), aunque en menor medida también puede deberse su presencia a fenómenos naturales como el vulcanismo, erosión, etc. (Chiarelli et al., 2014; Henkel y Krebs, 2004; Choi et al., 2007). Según Fatima et al., (2019), 25.000 Tm de Cd se liberan anualmente al medio de forma natural, mientras que la producción ronda las 14.000 Tm (en los años 90 la producción mundial de Cd era de unas 20.000 Tm aproximadamente (Ferrero et al., 2012). Gracias a las

regulaciones aplicadas con respecto a la fabricación de pilas (RD 106/2008) y de componentes de vehículos (RD 1383/2002), las emisiones de este elemento en el medioambiente han disminuido. No obstante, la cantidad que sigue llegando al océano sigue siendo elevada, 15.000 Tm a nivel mundial (Hayat et al., 2019), y algunos autores subrayan la importancia de profundizar en el conocimiento de sus rutas de exposición (Järup y Akesson, 2009; Mason, 2013), pues insisten en que debido a su aún amplio uso, sus niveles han aumentado en el medioambiente (Zhang y Reynolds, 2019).

Como se ha indicado anteriormente, el 40% de la población mundial vive en una franja costera de aproximadamente 100 km de ancha, lo que supone que en la interacción entre continente y océano se encuentre la mayor concentración de sustancias provenientes de las actividades humanas (Valdés et al., 2006); en el caso del Cd, su presencia en el medio ambiente ha ido en aumento en los últimos años (Cortés-Gómez et al., 2014; Giambérini y Cajaraville, 2005; Gust and Fleeger, 2006; Pyatt et al., 2005). Según estudios de Cullen y Maldonado (2013), se estima la presencia en el mar de 10^{10} g de Cd, con 10^4 años de permanencia (Bruland y Lohan, 2003). Según Hayes (2016), su abundancia en el mar es de $1,1 \times 10^4$ mgL⁻¹.

En la columna de agua, el Cd presenta una distribución de tipo vertical, fuertemente correlacionada con la de los nutrientes inorgánicos como el fosfato y nitrato. Esta presencia se caracteriza por presentar niveles bajos cerca de la superficie (5 ng L⁻¹), incrementándose por debajo de la termoclina, y alcanzando sus niveles máximos (aproximadamente 120 ng L⁻¹) a los 1.000 m de profundidad (Libes, 2009). En el agua, las formas solubles forman iones y/o complejos (Cd⁺², CdCl⁺, CdOH⁺, Cd(OH)₂) (Mason, 2013; Zhang y Reynolds, 2019). Según Fernández Galindo (2012), la forma más dominante y biodisponible en la que se encuentra el Cd en el agua de mar es como ion libre (Fernández Galindo, 2012). Así, en la columna de agua se puede presentar disuelto o particulado, aunque es la disuelta la forma en la que predomina en los océanos, con unas concentraciones que van desde 1 a 1.000 nmol kg⁻¹ (Bruland et al., 1978; de Baar et al., 1994; Sherrell and Boyle, 1992). Según Cullen y Maldonado (2013), la concentración de Cd disuelto en aguas superficiales costeras es mayor que en aguas oceánicas, oscilando entre 0,2 y 0,9 nmol kg⁻¹. No obstante, la forma de presentación del Cd en el agua puede estar influenciada por la materia orgánica, el pH, y los agentes quelantes, además de la salinidad y la temperatura (Thwala et al., 2011; Wiech et al., 2020; Zhang y Reynolds, 2019). Según algunos autores (Mok et al., 2015, 2014); de Almeida Rodrigues, 2022), la adsorción y la quelación del Cd acuoso a la materia orgánica aumenta las concentraciones de Cd en sedimentos. En este sentido cabe reseñar que las formas complejas con carga neutra tienen características similares a las especies no iónicas y a los compuestos orgánicos, siendo fácilmente absorbidas

por difusión pasiva a través de las membranas (Zhang y Reynolds, 2019).

En el medio ambiente, el Cd está presente en todas partes, y se acumula en todo tipo de organismos, con una vida media biológica de entre 10 y 30 años (Wu et al., 2008). En un orden de menor a mayor, los organismos acuáticos lo pueden acumular por este orden: algas, moluscos, crustáceos y peces (Jensen y Bro-Rasmussen, 1992). Generalmente no se biomagnifica (Cardwell et al., 2013) en las cadenas tróficas de productores primarios, consumidores de macroinvertebrados y peces, existiendo un mejor potencial de biomagnificación en los niveles tróficos inferiores (de Almeida Rodrigues et al., 2022). Una vez absorbido por los organismos marinos, su distribución no es uniforme, produciéndose una acumulación en hígado, riñón, branquias y exoesqueleto (Ray, 1986; Thompson, 1990), aunque la bioacumulación depende de la salinidad y temperatura (Ray, 1986).

Aun siendo un elemento no esencial, en condiciones de limitación de Zn en el medio, el Cd puede actuar como nutriente (Price y Morel, 1990), y por la misma razón puede mejorar el crecimiento de microalgas clorofitas y prymnesiofitas (Lee y Morel, 1995).

En cualquier caso, el Cd es tóxico para los humanos, animales y plantas, aún a bajas concentraciones (Benavides et al., 2005). Así en organismos marinos provoca toxicidad por su bajo nivel de excreción y su bioacumulación (Déry et al., 2002; Faroon et al., 2012; Liu et al., 2022; Vellinger et al., 2013, 2012a, 2012b; Wang y Rainbow, 2008; Dabas et al., 2012; Landis et al., 2011), afectando a órganos como el riñón, hígado, branquias e intestino, alterando el crecimiento y la osmorregulación (Eisler, 1985; Kim et al., 2004; Ferm y Layton, 1981; ATSDR, 1999b). Por estar en la parte más baja de las cadenas tróficas y por su bioacumulación, organismos como esponjas, moluscos, crustáceos y equinodermos son utilizados habitualmente como bioindicadores para evaluación de ambientes acuáticos (Roccheri and Matranga, 2010).

Por otra parte, el Cd es un contaminante presente en las normativas legales que limitan la concentración de éstos en productos alimenticios. Así, en Europa, la concentración máxima de Cd en productos de la pesca está también regulada a través del citado Reglamento (UE) 2023/915, considerando diferentes límites (sobre peso fresco) en carne según la especie de pescado. Así, para caballa (*Scomber spp.*), atún (*Thunnus spp.*, *Katsuwonus pelamis*, *Euthynnus spp.*) y bichique (*Sicyopterus lagocephalus*), este límite está en 0,10 mg kg⁻¹; para melva (*Auxis spp.*) el límite es 0,15 mg kg⁻¹; para anchoa (*Engraulis spp.*), pez espada (*Xiphias gladius*) y sardina (*Sardina pilchardus*) 0,25 mg kg⁻¹; y para el resto de

especies es de 0.05 mg kg^{-1} . En todos los casos, igualmente se considera lo indicado para Hg y Pb con respecto a alimentos desecados, diluidos, transformados o compuestos.

1.3.4. Influencia de las condiciones hidrodinámicas

Las condiciones ambientales que caracterizan un área marina para llevar a cabo el cultivo de una determinada especie en mar abierto son inalterables por la acción del operador del vivero, lo que no ocurre en cultivos que se realizan en tierra, en donde se pueden cambiar las condiciones de luz, temperatura, velocidad de la corriente, niveles de oxígeno, etc. durante las distintas fases del proceso de cultivo. Es por ello la gran importancia que tiene la selección de zonas aptas para el desarrollo de la acuicultura en una determinada área marina, según el tipo de especie que se vaya a cultivar.

A gran escala, las aguas de la Región de Murcia se enmarcan dentro del complejo del Mediterráneo Occidental (Figura 18). Las masas de agua que bañan la región marcan la zona de divergencia entre la corriente del Mar de Alborán, zona del Polígono de Cultivos Marinos de El Gorguel (PCM-EG), y la corriente Liguro-Provenzal que bordea el Mar Catalán y Provenzal, zona del Polígono de Cultivos Marinos de San Pedro (PCM-SP). Esta transición de origen termohalino sufre una clara fluctuación estacional marcada por la mayor o menor influencia del régimen de vientos de poniente o de levante, lo que a su vez condiciona el grado de influencia de las distintas corrientes y de las masas de agua que éstas transportan.

De esta manera durante la primera parte del año predomina la influencia de las aguas procedentes del Golfo de León, que alcanzan netamente hasta la zona costera de Cabo de Palos, al norte de la cual la influencia de las aguas de Alborán es notablemente menor. No obstante, las aguas superficiales (inferiores a los 250 metros de profundidad), como las que nos ocupan, pertenecen al dominio de las denominadas con el acrónimo en inglés MAW (*Modified Atlantic Water*), las cuales se ven sometidas a fenómenos de un carácter más local y a fluctuaciones ligadas a la estacionalidad o a la dualidad entre invierno-primavera y verano-otoño. Por tanto, las aguas de la Región de Murcia presentan una gran complejidad desde el punto de vista de la hidrodinámica, al encontrarse en un área frontera entre las aguas pertenecientes al Mar de Alborán y aquellas que conforman la corriente Liguro-Provenzal.

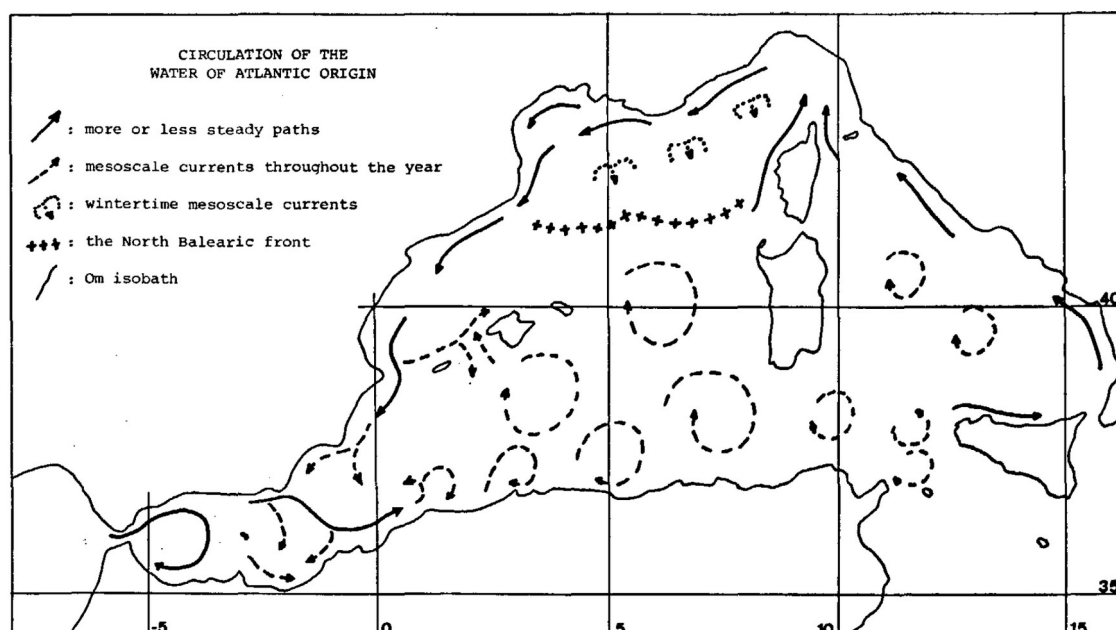


Figura 18. Esquema de circulación en el Mediterráneo Occidental para la zona de profundidad del agua atlántica modificada y el agua de invierno. Las flechas continuas indican corrientes que aparecen de forma estable. Los remolinos de mesoescala se representan con las flechas discontinuas y las corrientes inducidas por el viento de invierno se representan por puntos. Fuente: Millot (1999).

Pero no solo se encuentra ubicada en una zona de divergencia entre dos corrientes mediterráneas, sino que la batimetría también presenta dos zonas muy diferenciadas entre su vertiente norte y la sur. En dirección a la Manga del Mar Menor se encuentra una plataforma costera con una pequeña pendiente que se extiende varios kilómetros mar a adentro, mientras que la costa que se encuentra en dirección Almería presenta una fuerte pendiente, encontrándose un gran incremento en la profundidad a pocos metros de la costa. La diferencia morfológica entre cada una de las vertientes influye sobre la hidrodinámica y la ecología de la zona.

Las características hidrodinámicas de una zona, como las corrientes, las olas y los vientos, interactúan en una amplia gama de escalas espaciales y temporales (Villas Bôas et al., 2019). En este sentido, cabe esperar que las condiciones ambientales en las que se encuentran los viveros de acuicultura de la Región de Murcia sobre los que hemos hecho este estudio, varíen en función de su localización y entre años, y que éstas pueden influir de forma directa en la fisiología de los peces cultivados en cada una de esas zonas, y *por ende*, en su respuesta ante la presencia de metales, o bien sobre las características del agua en la que se encuentran, con fenómenos de resuspensión, dispersión y deposición de los metales que modificarán la exposición de los atunes a aquellos.

En los últimos años son numerosos los estudios realizados sobre los efectos del cambio climático en acuicultura. Si eliminamos éstos, el interés se focaliza sobre los efectos de las condiciones hidrodinámicas en cuestiones como el transporte de

organismos (por ejemplo, larvas, Falcini et al., 2015), o los efectos de tormentas tropicales (Bachelier et al., 2019), por citar algunos, y pocos son los estudios que aportan datos sobre los efectos directos sobre la fisiología de los peces (por ejemplo, sobre estabilidad y en la eficiencia energética, Li et al., 2019). En entornos de acuicultura, los estudios realizados sobre el efecto de estas variables hidrodinámicas se centran en su impacto directo sobre las estructuras de los viveros flotantes, para garantizar su estabilidad (p.j. Cui et al., 2023), y pocos son los estudios que muestran la relación entre algún componente y los peces (por ejemplo, entre la distribución vertical y la preferencia horizontal de peces bajo diferentes condiciones de oleaje y de corrientes, Johannesen et al., 2020, 2022). Igualmente, la temperatura del agua es otro factor importante a nivel ambiental, y de hecho algunos estudios muestran cómo la temperatura afecta a la tasa metabólica y, por tanto, al equilibrio energético, al comportamiento alimentario y locomotor de los peces (Volkoff et al., 2020). Hasta donde tenemos conocimiento, no hay estudios sobre los efectos de las condiciones hidrodinámicas y de la temperatura del agua sobre el atún rojo en viveros de acuicultura.

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

El **objetivo general** de esta tesis doctoral fue avanzar en el conocimiento de la cinética tisular de los principales metales pesados de interés ambiental y sanitario (Hg, Cd y Pb) en una especie de gran interés económico, social y de consumo, el atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*), incluyendo las posibles diferencias asociadas a las características hidrodinámicas de las zonas de ubicación de los viveros de acuicultura. Para este fin se han planteado los siguientes **objetivos específicos**:

- Conocer la bioacumulación y distribución tisular del Hg, Cd y Pb en los principales órganos y tejidos de atunes engordados en viveros de acuicultura (sangre, hígado, riñón, músculo, cerebro, branquia y hueso).
- Conocer las diferencias en la acumulación muscular de Hg, Cd y Pb asociadas a las características hidrodinámicas de las zonas donde se ubican los viveros para el engorde de los mismos.

La **hipótesis** de partida es que variables como el tipo de tejido, y las características hidrodinámicas de la zona donde se ubican los viveros influyen en la concentración y distribución tisular de los metales pesados de mayor interés sanitario y ambiental.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Ubicación de las instalaciones de acuicultura

Las instalaciones de acuicultura de las que se tomaron las muestras de los atunes se encuentran ubicadas en dos cuerpos de agua bien diferenciados, debido a la morfología submarina que incluyen dos dominios (oriental y occidental), separados por el zócalo situado frente a Cabo de Palos (Figura 19). Este complejo está compuesto por una cadena de bajos, islas e islotes que forman una barrera natural al giro de la corriente marina costera de componente predominante sur. La zona de Cabo de Palos, no solo se encuentra ubicada en una zona de divergencia entre dos corrientes mediterráneas, sino que la batimetría también presenta dos zonas muy diferenciadas entre su vertiente norte y sur (Figura 19).

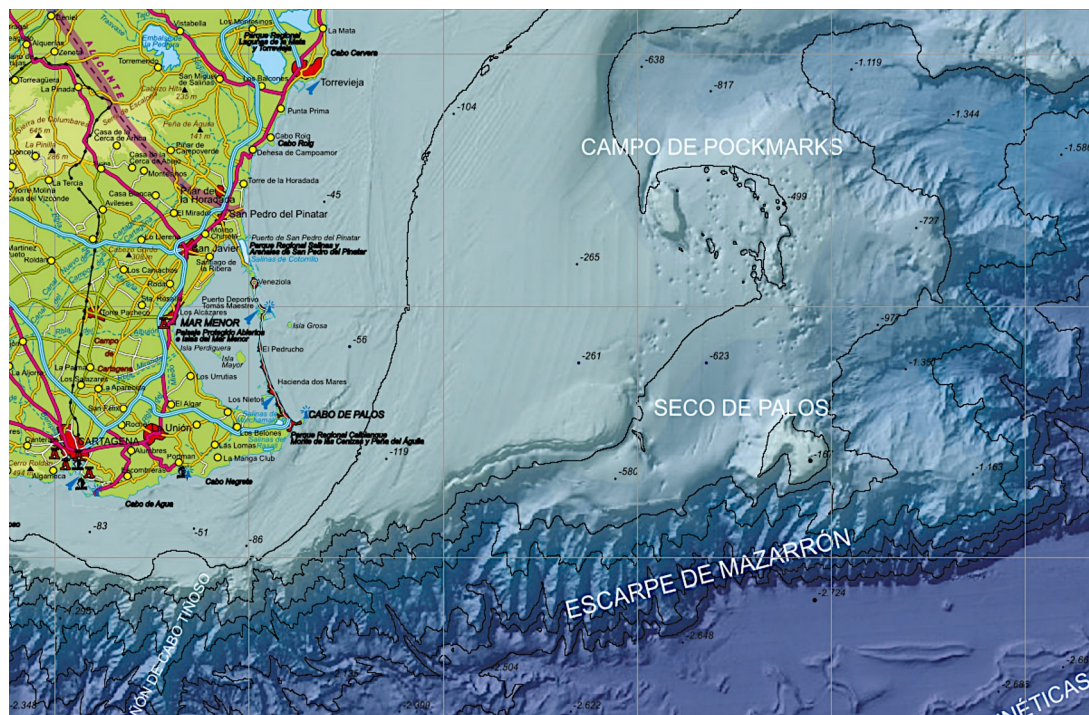


Figura 19. Geomorfología de la zona de estudio. Fuente: Mapa Topobatemétrico del Sureste Español INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFÍA. Web: www.ieo.es

En dirección norte se encuentra una plataforma costera con una pequeña pendiente que se extiende varios kilómetros mar a dentro, mientras que en dirección sur la costa presenta una fuerte pendiente, encontrándose un gran incremento en la profundidad a pocos metros de la costa. Esta diferencia morfológica entre cada una de las vertientes tiene una importante influencia sobre la hidrodinámica y la ecología de cada zona.

3.1.1. Polígono de Cultivos Marinos de San Pedro del Pinatar

El Polígono de Cultivos Marinos de San Pedro del Pinatar (en adelante PCM-SP) (Latitud: 37° 49' 26,240" N; longitud: 0° 40' 25,760" O) (Figura 20), dista 3,20 millas de la costa, y está constituido por cuatro parcelas, una de las cuales estuvo ocupada por los atunes capturados en las campañas de 2016, 2021 y 2022 y sobre los que se hizo parte de este estudio. El área sobre la que están instaladas estas parcelas se caracteriza por la presencia en sus fondos de una biocenosis de detrítico costero que aparece a partir del límite inferior de la pradera de *Posidonia oceanica*, que en esta zona se sitúa entre los 26 y 31 m de profundidad. A estas profundidades los sedimentos que soporta esta comunidad presentan un importante componente biogénico, y la cantidad de fango es muy baja, como corresponde a una zona donde el hidrodinamismo en general es elevado. Por tanto, podría ser considerado como una biocenosis de detrítico costero no enfangado con presencia de una rica y diversa comunidad infaunal dominada por moluscos y poliquetos. Hacia el norte y hacia la costa hay una zona con contenidos mayores en materiales finos, resultado de aportes terrígenos, catalogada como detrítico enfangado, con una comunidad infaunal ligeramente menos desarrollada. El detrítico fangoso irrumpe en el detrítico costero formando lenguas, de manera que en la zona de intersección se intercalan franjas de ambas comunidades.

A lo largo de todo el sector afloran alineaciones de naturaleza rocosa, que forman bruscos desniveles denominados “barras”, resultado del concrecionamiento de alineaciones arenosas formadas por la sedimentación que modela la corriente dominante (de norte a sur), procesos de subsidencia y por elevación del nivel del mar.

Al norte de Cabo de Palos se encuentra la pradera de *P. oceanica* más extensa y amplia, junto con la de Calblanque, del litoral murciano. Posee una superficie de aproximadamente 5.000 Ha, sobrepasando el término de la provincia de Alicante, a partir del cual continúa hacia Guardamar, donde desaparece por influencia de la desembocadura del río Segura. El principal factor determinante de esta amplia distribución en la zona es la amplitud de la plataforma continental, que oscila entre 15,5 Km en el Cabo de Palos y 31 Km en el límite provincial, y por tanto, las suaves pendientes (< 3%). La pradera de *P. oceanica* que se extiende desde la Playa de Levante de Cabo Palos hasta la Playa de El Mojón no sólo se caracteriza por su excepcional extensión, sino porque su grado de desarrollo estructural (biomasa y cobertura) es también muy elevado, y además su límite inferior alcanza una gran profundidad (31 m aproximadamente).

La parcela administrativa donde se ubican los viveros que contienen los atunes objeto del presente estudio se encuentra en el extremo norte de la costa murciana, a más de 4,5 millas de la costa, sometida a los vientos predominantes y provenientes del 1º y 2º cuadrante.

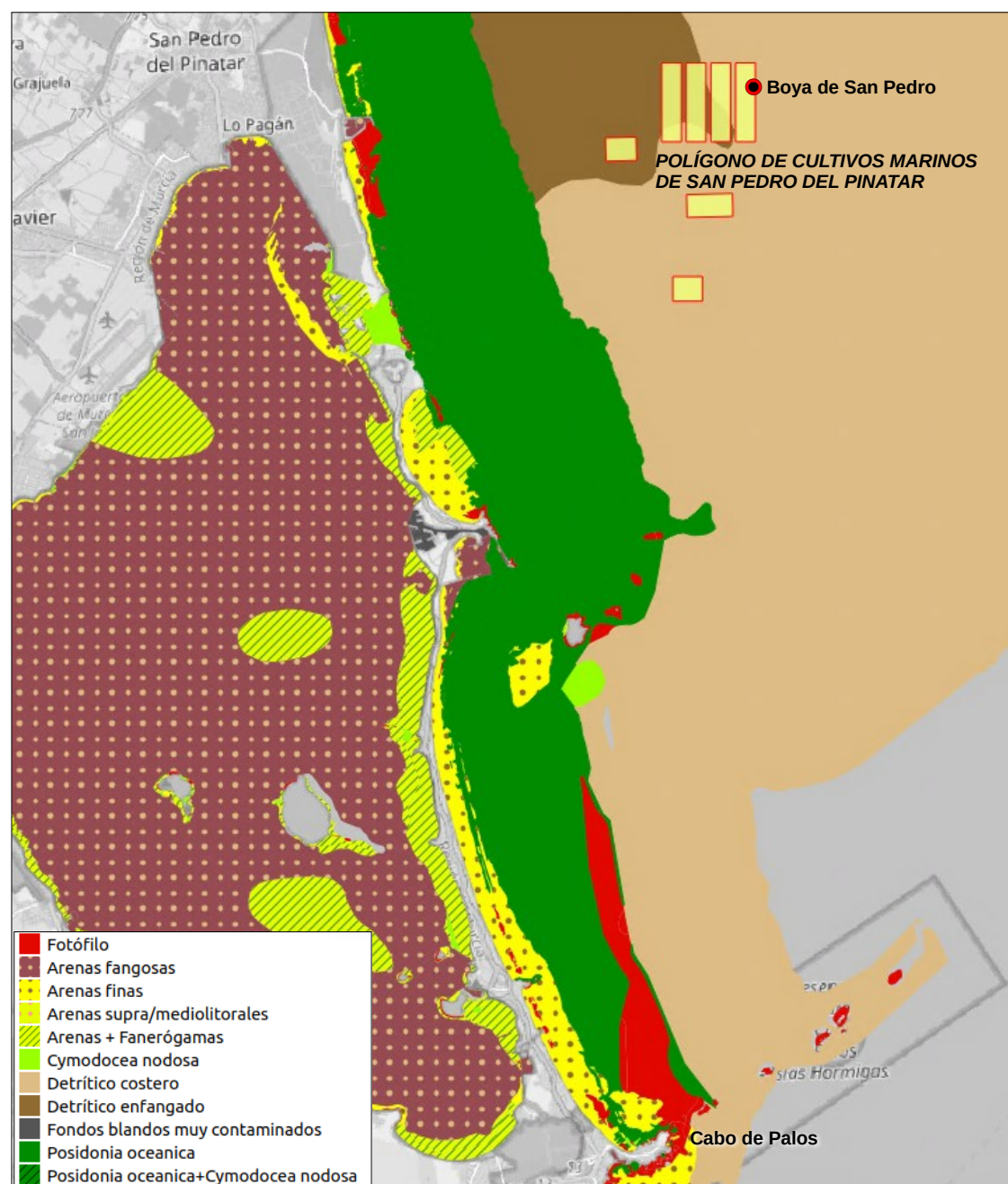


Figura 20. Localización del polígono de cultivos marinos de San Pedro del Pinatar y su correspondiente boyea oceanográfica. Principales biocenosis del ámbito en el que se ubica el polígono de San Pedro. Cortesía de Pedro Miñano Alemán.

3.1.2. Polígono de Cultivos Marinos de El Gorguel (Cartagena)

El Polígono de Cultivos Marinos de El Gorguel (en adelante PCM-EG) (Latitud: 37° 33' 51,610" N; longitud: 0° 52' 29,030" O) está formado por tres parcelas administrativas (Figura 21), de las cuales una estuvo ocupada por atunes a los que se también les tomaron muestras para el presente estudio. Esta zona del litoral se encuentra catalogada en el Decreto nº7/1993 de 26 de marzo, como "área de sensibilidad ecológica baja", debido a que sus valores naturales se encuentran degradados, como consecuencia del vertido de estériles mineros que se realizó durante décadas a la Bahía de Portmán provenientes de la actividad extractiva.

En este sector costero, el límite inferior de pradera de *P. oceanica* aparece de forma muy brusca, en las zonas donde la influencia del hidrodinamismo es elevada, y los rizomas aparecen formando un pequeño escarpe o terraza. En el resto de zonas, el límite inferior es de tipo progresivo, indicando que, en ausencia de un efecto importante de factores de tipo erosivo, la luz es el principal factor que limita la distribución de la pradera al aumentar la profundidad.

El PCM-EG se encuentra situado casi en su totalidad sobre fondos blandos estériles muy contaminados, razón determinante para la selección de esta localización, alejando así la actividad acuícola de comunidades o biocenosis de mayor valor ecológico.

La pradera de *P. oceanica* se encuentra al este de la Bahía de Portmán, entre Cabo Negrete y La Playa de Calblanque, aproximadamente hasta Punta Negra, siendo una de las praderas más extensas del litoral murciano, con una superficie aproximada de 2.300 Ha, representando el 20% de la superficie total de praderas del litoral murciano. El principal factor determinante de esta amplia distribución en la zona es la amplitud de su plataforma continental, alcanzándose el límite inferior en la zona más ancha de pradera, a 4 km de la costa, oscilando entre los 25 y los 31 m de profundidad. Esta pradera no sólo se caracteriza por su excepcional extensión, ya que además presenta un alto grado de desarrollo estructural, y su límite inferior alcanza la máxima profundidad registrada en el litoral murciano (31 m aproximadamente). Estos datos sugieren la importancia de esta comunidad para el funcionamiento del ecosistema marino en la zona de estudio, tanto en términos de producción primaria como en relación con el control de la dinámica sedimentaria y biogeoquímica del área, así como de los recursos biológicos asociados a estos ecosistemas.

Entre Punta Escucha y el Cabo del Agua, entre las isobatas de 16-17 m y las de 6-9 m (dependiendo de la profundidad a la que comienza el sustrato rocoso) destaca una estrecha banda constituida por la biocenosis de pradera de *P. oceanica*. Concretamente en la zona este del tramo, al sur de Punta Escucha, se localiza el inicio de dicha banda, constituida por rizoma muerto de *P. oceanica* que progresa en dirección oeste con un marcado gradiente con la aparición de manchas dispersas de pradera en buen estado, cada vez más abundantes conforme continuamos el desplazamiento en dirección hacia el Cabo del Agua, hasta configurar un manto de posidonia con un alto estado de conservación y valor ecológico.

La parcela administrativa donde se ubican los viveros que contienen los atunes objeto del presente estudio se encuentra a resguardo de los vientos predominantes, y por su cercanía a la costa (menos de 1 milla) y su proximidad a Cabo de Palos, está afectada por un régimen de corrientes más intenso y distinto al del PCM-SP.

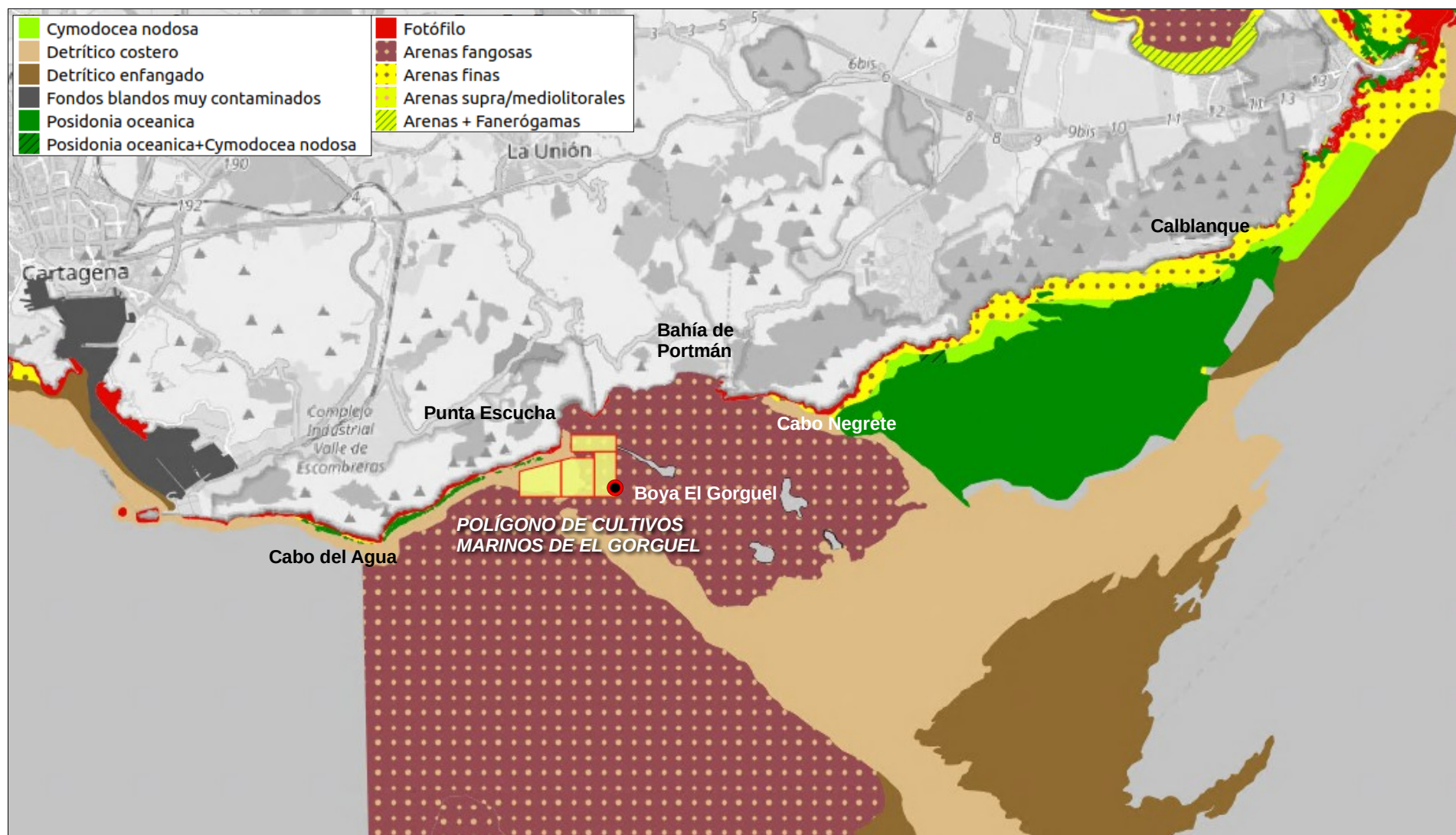


Figura 21. Localización del polígono de cultivos marinos de El Gorguel y su correspondiente boya oceanográfica. Principales biocenosis del ámbito en el que se ubica el polígono de cultivos. Cortesía de Pedro Miñano Alemán.

3.2. Recogida de muestras

Para los estudios descritos en los Capítulos 1 y 2 de esta tesis se emplearon 43 ejemplares de atún rojo Tabla 2, pescados con redes de cerco en el Mar Balear (Mar Mediterráneo) en mayo de 2016 y trasladados a instalaciones de cultivo en viveros flotantes en San Pedro del Pinatar, donde se mantuvieron hasta su sacrificio para consumo humano (septiembre a octubre de 2016). Los ejemplares fueron sacrificados bajo el agua con una lupara y luego izados mediante una grúa al buque de maniobra. La edad se determinó a partir de su tamaño (Cort, 1991), considerando que la longitud de los atunes estabulados durante un periodo de 4-5 meses no varía. Las muestras de distintos tejidos (cerebro, músculo, hueso, hígado, riñón y branquia) fueron cuidadosamente tomadas (0,5–1 g) según el protocolo establecido por ICCAT a través del Programa de Investigación del Atún Rojo Atlántico. Las muestras de músculo se extrajeron de la región del pedúnculo caudal, y también se recogieron muestras de hueso de los dentículos óseos del arco branquial. Adicionalmente, para el estudio descrito en el Capítulo 2, se tomó 1 ml de sangre de cada ejemplar en la línea lateral, que fue congelado inmediatamente a -20°C hasta su procesamiento analítico. Las muestras de hueso se secaron a 40°C hasta peso constante, y los porcentajes de materia seca para cada muestra (individuo) fueron calculados. Las muestras de branquias se lavaron con agua purificada (MilliQ), ácido nítrico (2%), y nuevamente agua MilliQ, y luego se secaron a temperatura ambiente. Todas las muestras fueron almacenadas a -20°C hasta su análisis.

Tabla 2. Ejemplares de atún rojo utilizados en los Capítulos 1 y 2 de este estudio. Peso: media $\pm$ desviación estándar (mínimo y máximo).

	Peso (Kg)	Longitud furcal (cm)
Población total (n=43)	267,5 $\pm$ 43,6 (163-357)	224,8 $\pm$ 13,0 (195-258)
Hembras (n=19)	238,8 $\pm$ 38,1 (163-304)	217,8 $\pm$ 11,7 (195-237)
Machos (n=24)	290,1 $\pm$ 33,6 (218-357)	230,3 $\pm$ 11,4 (206-258)

Para el estudio descrito en el Capítulo 3 se emplearon 67 ejemplares de atún rojo (Tabla 3), pescados con redes de cerco en el Mar Balear en los meses de junio de 2021 y 2022 y trasladados a instalaciones de cultivo en viveros flotantes en San Pedro del Pinatar y en El Gorguel, donde se mantuvieron hasta su sacrificio para consumo humano. Asimismo se muestrearon 32 ejemplares adultos recién capturados y muertos durante las maniobras de captura en el Mar Balear en las mismas campañas (2021 y 2022) y por tanto, no sometidos al proceso de engorde. Las características biométricas de estos ejemplares quedan reflejadas en la Tabla 3.

Tabla 3. Ejemplares de atún rojo utilizados en el Capítulo 3 de este estudio. Peso: media $\pm$ desviación estándar (rango).

	Año de muestreo	n	Meses en cultivo	Peso (Kg)
Ejemplares recién capturados	2021	18	0	121 $\pm$ 53 (45-230)
	2022	14	0	169 $\pm$ 67 (108-360)
Vivero de San Pedro del Pinatar	2021	20	6	271 $\pm$ 49 (217-386)
	2022	15	5	246 $\pm$ 60 (171-365)
Vivero de El Gorguel	2021	17	6	350 $\pm$ 61 (259-476)
	2022	15	5	285 $\pm$ 83 (114-477)

3.3. Análisis de metales

3.3.1. Análisis de mercurio

El contenido de mercurio (Hg) en cada tejido (muestras por triplicado) se determinó utilizando espectrometría de absorción atómica de pirólisis con amalgama de oro (AMA 254 Analizador de Mercurio Avanzado, LECO Instrumentos S.A., Madrid, España), según la metodología descrita por Costley et al. (2000). Con el fin de asegurar la calidad de los resultados obtenidos se utilizaron blancos de análisis y material certificado (NIST2976). La precisión del método fue de un 9%, calculado a partir del coeficiente de variación de los blancos analíticos. La recuperación de los resultados respecto al material certificado fue del 110%, y el límite de detección analítico (LD) de 0,01 ng.

3.3.2. Análisis de cadmio, plomo y selenio

Las muestras se analizaron mediante espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES, ICAP 6500 Duo, Thermo Scientific, One Fast System, ThermoFisher Scientific, Waltham, Estados Unidos). Previamente las muestras fueron digeridas en tubos de reacción especiales de teflón con 4 ml de ácido nítrico de grado mineral traza (69%) y 1 mL de peróxido de hidrógeno (33%) (Suprapure, Merck) a 220° C durante 20 minutos, utilizando un sistema de digestión por microondas (UltraClave-Microwave Milestone, Sorisole, Italia). Finalmente, las muestras fueron diluidas a 10 mL con agua doblemente desionizada. Se realizaron dos lecturas para cada muestra, por lo que los valores de concentración utilizados fueron la media de ambas lecturas. Para comprobar posibles efectos de contaminación, se analizó una muestra en blanco por cada once muestras. Se prepararon estándares de calibración (SCP Science, en ácido nítrico al 4%) con concentraciones específicas del elemento y patrones

intermedios. La calibración del dispositivo fue establecida por lotes, con un mínimo de tres puntos por cada lote. Cada análisis comenzó con los estándares de calibración, continuó con muestras y patrones intermedios, y finalizó con las series de patrones intermedios (coeficiente de variación del 10%). Dada la importancia que tiene el Se como elemento amortiguador del efecto del Hg, este elemento se incluyó en el análisis. Las longitudes de onda (nm) fueron 196.090-203.985 (Se), 220.353 (Pb) y 214.438 (Cd). Los porcentajes de incertidumbre de los elementos fueron 6,43 (Se), 6,14 (Pb) y 4,56 (Cd). La recuperación para los materiales de referencia (Standard Material de referencia, L577b) fue de 103,93% (Se), 95,32% (Cd) y 96,44% (Pb). El límite de detección (LD) fue de 0,001 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Para una mejor interpretación de los resultados, y para comparar entre los diferentes tejidos, los valores de concentración de Hg y Se (Capítulo 1) obtenidos en hueso se transformaron a peso húmedo. Para ello se determinó el porcentaje de humedad de cada muestra y con ello se hizo la transformación. Por ello, todos los resultados se muestran en $\mu\text{g g}^{-1}$ sobre peso húmedo (ph).

En el Capítulo 2, las concentraciones de los elementos analizados se expresan en $\mu\text{g g}^{-1}$ (ph), excepto el hueso, que se muestran sobre peso seco (ps).

3.4. Condiciones hidrodinámicas: temperatura, viento, oleaje y corrientes marinas

Para la caracterización de las condiciones hidrodinámicas del entorno se utilizaron dos boyas oceanográficas propiedad del grupo empresarial al que pertenecen los dos viveros (Grupo Ricardo Fuentes e Hijos). La boya de San Pedro del Pinatar se fondeó a 41 metros de profundidad, en la ubicación (latitud/longitud) 37°49,4934' N / 0° 0,6618' W, mientras que la boya de El Gorguel se fondeó a 50 m de profundidad, en la posición 37°33,6882' N/ 0° 52,0380' W.

Las boyas (Figura 22) recopilaron la información de oleaje (altura, periodo y dirección) y corrientes marinas (velocidad y dirección de corrientes) correspondiente al periodo comprendido entre el 25 de junio y el 18 de noviembre, por ser el tiempo en el que los atunes estuvieron en los viveros, de 2021 y 2022. Concretamente las variables registradas fueron: fecha y hora UTC (Tiempo Universal Coordinado), temperatura del agua, altura significativa de ola (HS, diferencia entre el valle y la cresta de ola), altura máxima de ola (Hmax), velocidad o módulo y dirección de propagación de las corrientes en un perfil de 30m de profundidad, dividido en 15 capas de 2m de espesor.

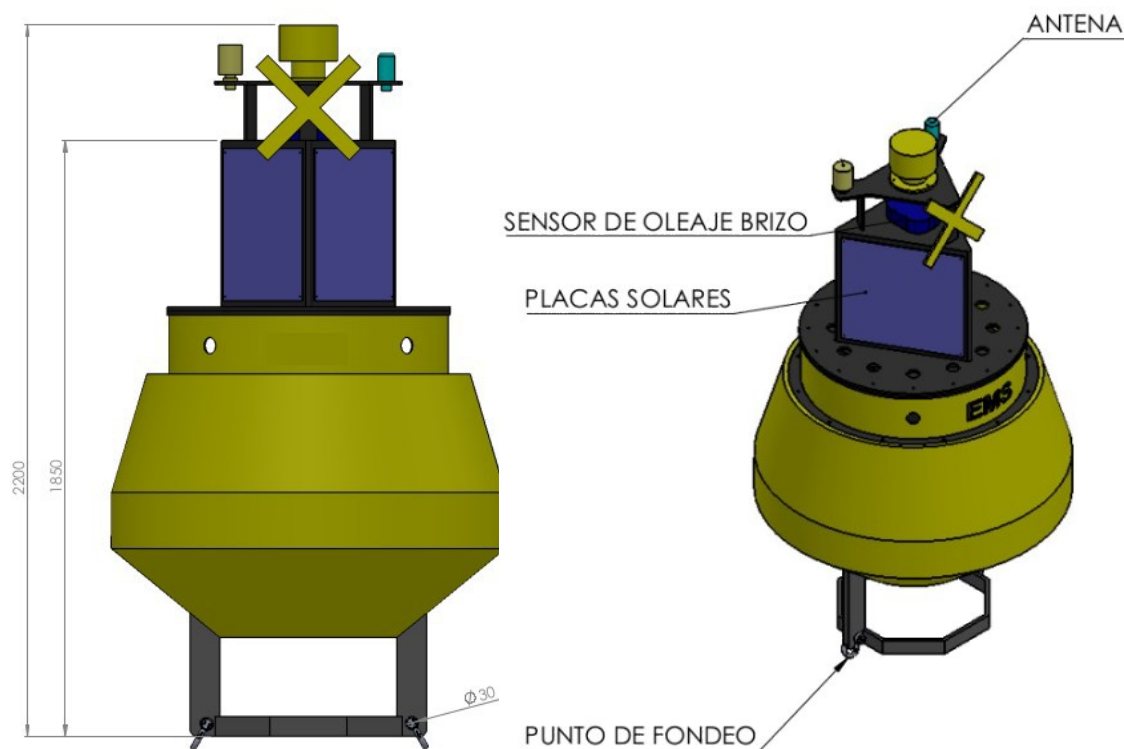


Figura 22. Esquema técnico de las boyas oceanográficas utilizadas para el estudio. Cortesía de Tomás Senabre

3.5. Análisis de datos

Para todos los datos recogidos se estudió su normalidad (tests Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk, según el número de muestras) y su homocedasticidad (test de Levene), y según los resultados se presentaron los datos como media o mediana; igualmente y según el caso se presentaron el error o la desviación estándar, mientras que el valor mínimo y el máximo se presentó en todos los casos.

Para realizar estos análisis, las concentraciones de los elementos estudiados que se encontraban por debajo del límite de detección del equipo se expresaron como la mitad de éste ($0,0005 \mu\text{g g}^{-1}$) (GEMS/Food-EURO, 1995).

El nivel de significación para todas las pruebas se fijó en 0,05. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa IBM SPSS Statistics v.24.0 (IBM, New York, NY, USA).

A continuación se detalla para cada capítulo los estudios estadísticos realizados.

En el Capítulo 1 se calculó el denominado Valor del Beneficio de Salud del selenio, o HBV_{Se} ("Selenium Health Benefit Value", Ralston et al., 2016) en todos los tejidos:

$$HBV_{Se} = ([Se - Hg] / Se) \times (Se + Hg)$$

donde Se y Hg se incluyen en concentraciones molares ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) para estos elementos. Un valor positivo de HBV_{Se} se considera saludable (Ralston et al., 2016; Melgar et al., 2019). La escala del valor refleja de forma proporcional el déficit o superavit de Se asociado con la ingesta de este producto (Ralston et al., 2016). Por otro lado, el ratio de concentración de Se/THg se calculó para cada muestra individual y posteriormente se realizó el promedio. El ratio molar Se:Hg no se presenta como resultado (este se puede obtener multiplicando la relación de concentración de Se/THg por 2,54).

Por otro lado, para cada tejido se comparó la concentración de cada elemento, el ratio Se:Hg y el HBV_{Se} entre hembras y machos (t de Student), y se analizaron las diferencias entre tejidos (test ANOVA y *pos hoc* Games-Howell). Finalmente se analizaron las correlaciones (test de Pearson) entre los datos biométricos, edad y concentración de elementos en cada tejido, y la correlación (para cada elemento) entre tejidos, considerando en todos los casos la población total, hembras y machos.

En el Capítulo 2 se estudiaron las diferencias de concentración de cada uno de los metales, Cd y Pb, entre tejidos (test Kruskal-Wallis), así como las diferencias de concentración entre ambos metales para cada tejido (test U de Mann-Whitney). Se realizó un test de Spearman para establecer coeficientes de correlación entre (1) concentraciones de metales para cada tejido y datos biométricos, (2) metales en cada tejido, y (3) tejidos para cada metal. Estos tests se hicieron para la población en su totalidad y para cada sexo.

Para los datos biométricos y la edad se realizó una comparación de medias (t de Student), para comprobar si había diferencias estadísticamente significativas entre machos y hembras. Para comprobar la existencia de una posible relación entre la concentración de los metales y el sexo asociada al peso se realizó un Modelo Lineal Generalizado (MLG) univariante.

En el Capítulo 3 se obtuvieron los datos la velocidad media del viento obtenida del conjunto de datos históricos SIMAR, procedente del modelado numérico de Puertos del Estado (https://bancodatos.puertos.es/BD/informes/INT_8.pdf); y los correspondientes a la dirección de procedencia del oleaje (en forma de rosa de dirección) de la base de datos de Puertos del Estado (<https://www.puertos.es/es-es>). Se trata de una representación muy parecida al histograma, pero en la que las columnas representan las velocidades registradas, y se ordenan de manera que marcan las direcciones establecidas en los ocho cuadrantes de la rosa de

corrientes (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW), de manera que cuanto más largo son los ejes representados mayor es la velocidad registrada en dicha dirección.

Las comparaciones de las variables (temperatura, oleaje y corrientes) entre localizaciones para cada año, y entre años para cada localización se realizaron con el test U de Mann-Whitney. Para simplificar los resultados se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Para este test se consideró una carga factorial umbral de 0,32 correspondiente a una varianza promedio explicada del 56,6% (Peterson, 2000). Además, para evaluar la validez del método se utilizó el índice de Kaiser Meyer Olkin (KMO), un valor de p inferior a 0,05 (prueba de esfericidad de Bartlett) y el criterio de valor propio (mayor a 1).

Para facilitar la comprensión de la acumulación biológica se calculó el Índice de Bioacumulación Media Individual (IMBI) (Maes et al., 2005):

$$IMBI = \left[\sum_{i=1}^n \left(\frac{Ci}{C_{imax}} \right) \right] / n$$

donde C_i = concentración de metal individual del metal pesado i , C_{imax} = concentración máxima observada de metal pesado i , y n = número de metales analizados. Los valores de IMBI están entre 0 y 1.

Por otro lado se utilizó el test t-Student para estudiar las diferencias de peso entre grupos. Para estudiar las diferencias de concentración de cada metal e IMBI, para cada grupo entre años, y para cada año entre grupos, se realizó un MGL univariante, tomando el peso como covariable. Para clasificar los grupos en base a los resultados de todas estas variables y visualizar mejor los resultados se realizó un Análisis Discriminante Canónico (ADC), utilizando Lambda de Wilk para probar la significancia de la discriminación ($p < 0,05$) y creándose dos funciones. Para el estudio de correlaciones se utilizó el test de Spearman. El nivel de significación para todos los test fue de 0,05.

4. CAPÍTULO 1. Distribución del mercurio en los tejidos del atún rojo (*Thunnus thynnus*, Linnaeus, 1.758)

4.1. RESUMEN

El Hg es un importante metal pesado a tener en cuenta en los depredadores marinos, mientras que el Se tiene un efecto antagónico natural sobre este metal en los peces. El atún rojo es un depredador pelágico situado en la cúspide de la cadena trófica y el contenido en Hg muscular es objeto de preocupación en temas de salud alimentaria. Sin embargo, la información relativa a los niveles de este metal en el resto de tejidos es escasa, lo cual puede tener importancia como fuente de subproductos. Para ello, la concentración de ambos elementos fue determinada en hígado, riñón, cerebro, branquias y hueso, además de en músculo. El riñón fue el tejido que presentó las mayores concentraciones de mercurio total (THg) y Se. Además, la ratio de concentración de Se/THg fue similar en todos los tejidos, a excepción del hueso y el músculo. El Valor de Beneficio de Salud del Se (HBV_{Se}) fue positivo en cada ejemplar y en los tejidos, indicando esto que el Se juega un importante rol para contrarrestar al Hg en todos los tejidos.

Los datos de la concentración de THg no sólo en el músculo, sino también en otros tejidos de atún rojo contribuye a aumentar el conocimiento sobre la bioacumulación de este metal pesado, la salud de esta especie de túnido y los riesgos alimentarios que su consumo directo o a través de subproductos utilizados en la producción de harina y aceite de pescado para alimento destinados a animales de abasto, supone para el consumidor. Por último destacar que aunque no se ha encontrado un patrón específico en la concentración y distribución de Se y THg entre machos y hembras parece que el músculo es el tejido que menos contribuye en el establecimiento de diferencias entre sexos.

4.2. RESULTADOS

Los resultados del análisis del año de nacimiento a partir del tamaño de los ejemplares indicó que los ejemplares de atún rojo analizados en este capítulo nacieron entre el año 2001 y el 2006, teniendo una media de edad de 12,4 años (rango 10-15). Los atunes macho tenían mayor longitud y peso que las hembras ($p < 0.05$), siendo la media de edad la misma en ambos grupos ($p > 0.05$). Respecto a la concentración de THg y Se, todas las muestras se encontraron por encima del límite de detección (LD) del analizador de Hg.

Las concentraciones detectadas de THg y Se en diferentes tejidos en el total de ejemplares analizados (población total) se exponen en la Tabla 4.

Tabla 4 Concentración de mercurio total (THg) y selenio (Se) ($\mu\text{g g}^{-1}$, peso húmedo), ratio de concentración de Se/THg y HBV_{Se} en los diferentes tejidos de atún rojo. Datos: media $\pm$ error estándar, mínimo-máximo.

<i>n</i> = 43	THg	Se	Se/THg	HBV _{Se}
Cerebro	0,198 $\pm$ 0,010 (0,084-0,350)	2,188 $\pm$ 0,145 (0,802-4,609)	12,672 $\pm$ 1,124 (2,759-32,018)	27,664 $\pm$ 1,836 (9,975-58,349)
Músculo	0,737 $\pm$ 0,040 (0,089-1,603)	0,847 $\pm$ 0,110 (0,293-3,516)	1,35 $\pm$ 0,274 (0,414-10,471)	8,777 $\pm$ 1,500 (0,351-44,459)
Hígado	0,566 $\pm$ 0,038 (0,166-1,542)	6,452 $\pm$ 0,298 (1,390-12,801)	12,881 $\pm$ 0,856 (5,382-28,803)	81,601 $\pm$ 3,770 (17,543-162,049)
Riñón	4,821 $\pm$ 0,371 (1,636-11,234)	51,776 $\pm$ 1,884 (32,910-81,000)	13,162 $\pm$ 1,025 (5,362-39,447)	654,663 $\pm$ 23,811 (416,305-1022,739)
Hueso	0,283 $\pm$ 0,013 (0,145-0,531)	1,736 $\pm$ 0,106 (0,430-4,565)	6,422 $\pm$ 0,379 (1,255-11,668)	21,875 $\pm$ 1,349 (4,908-57,731)
Branquias	0,458 $\pm$ 0,025 (0,187-1,030)	6,024 $\pm$ 0,250 (3,194-10,567)	14,391 $\pm$ 0,843 (5,329-30,163)	76,216 $\pm$ 3,170 (40,345-133,805)

En términos generales, cabe destacar que la mayor concentración media fue para el Se en el riñón (51,776 $\mu\text{g g}^{-1}$), y la más baja para el THg en el cerebro (0,198 $\mu\text{g g}^{-1}$). La Figura 23 muestra las diferentes concentraciones obtenidas de THg y Se para cada tejido y por sexo. Las hembras presentaron una mayor concentración de THg que los machos ($p < 0,05$) en el cerebro, el hígado, los huesos y las branquias. En el caso del Se, las hembras tuvieron una mayor concentración que los machos en el hígado, pero menor en las branquias ($p < 0,05$).

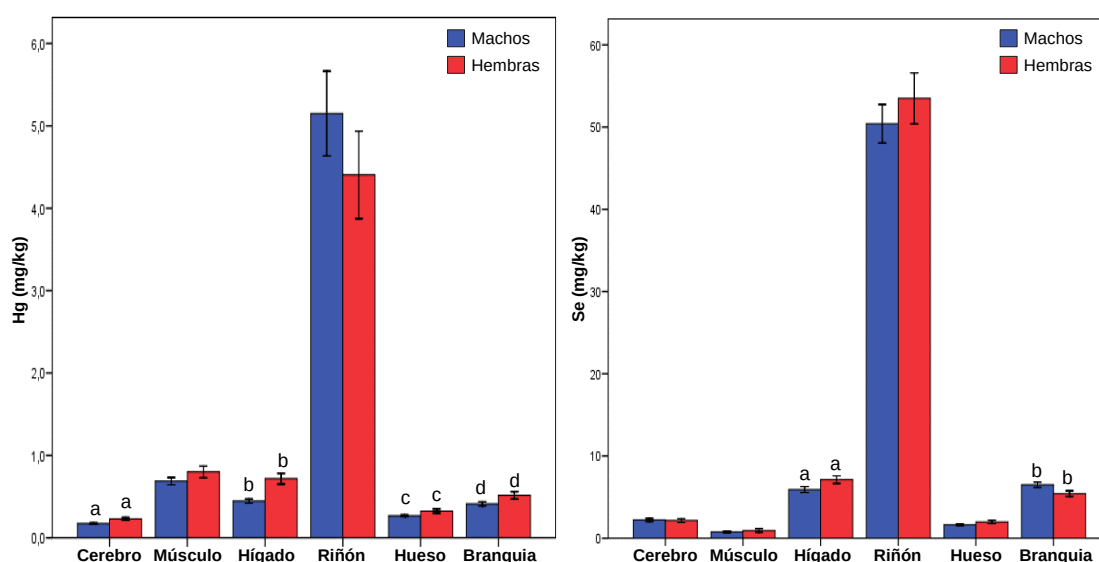


Figura 23: Concentraciones totales de Hg y Se de atún rojo por tejido y sexo. Para cada tejido, la misma letra minúscula muestra diferencias estadísticas entre machos y hembras. Las barras muestran el error estándar.

Respecto al total de la población, no se encontraron diferencias en el ratio de concentración de Se/THg entre las branquias, el riñón, el hígado y el cerebro, y estas fueron más altas que las encontradas en hueso y músculo ((branquias~riñón~hígado~cerebro) > hueso > músculo). Al analizar estos resultados por sexo se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre el riñón y las branquias en los machos, y no se encontraron diferencias entre cerebro y hueso en las hembras. Las diferencias entre sexos se muestran en la Figura 24.

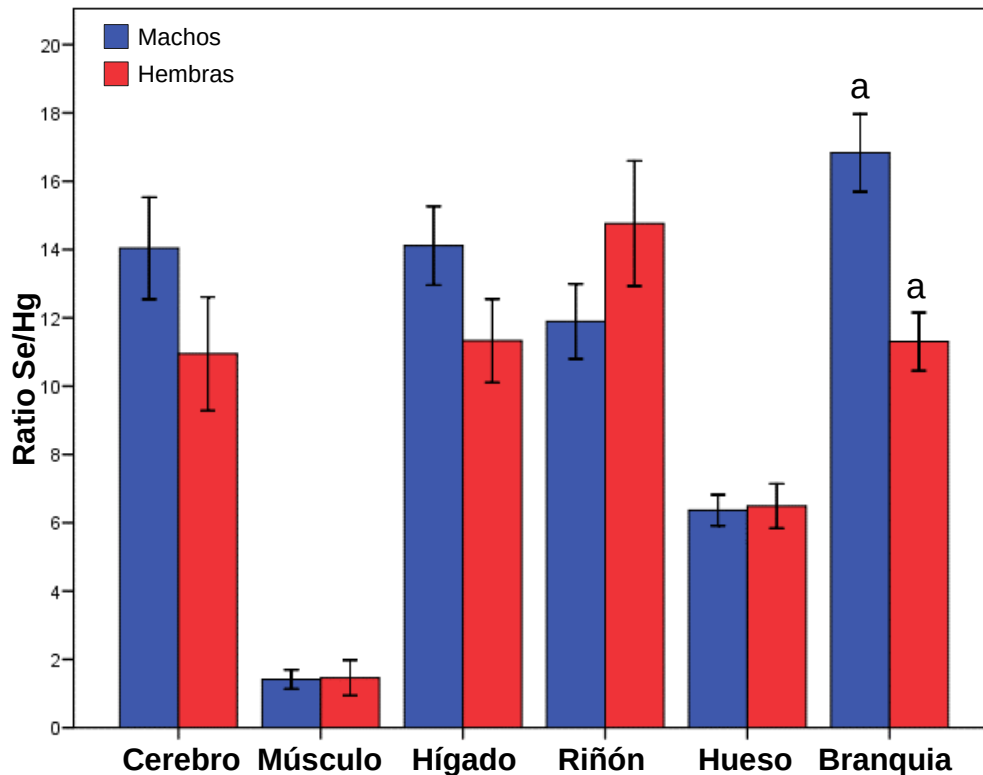


Figura 24: Relación de concentración Se/THg de atún rojo del Atlántico por tejido y sexo. Para cada tejido, la misma letra minúscula muestra diferencias estadísticas entre machos y hembras. Las barras muestran el error estándar.

En cuanto al índice HBV_{Se} , en la población total se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tejidos: riñón > (hígado~branquias) > (cerebro~hueso) > músculo. La Figura 25 muestra las diferencias entre las hembras y los machos: las hembras presentaban un HBV_{Se} más alto que los machos en el hígado, pero inferior para el caso de las branquias ($p < 0,05$).

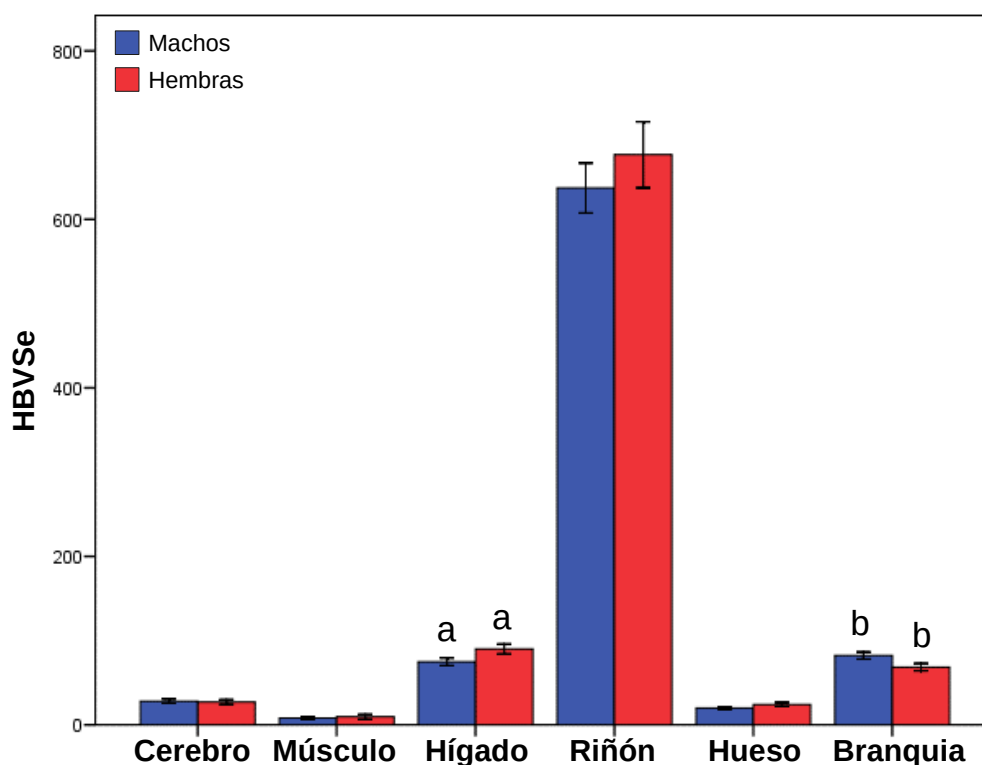


Figura 25: Valor del beneficio para la salud del selenio (HBVSe) para el atún rojo del Atlántico por tejido y sexo. Para cada tejido, la misma letra minúscula muestra diferencias estadísticas significativas entre machos y hembras. Las barras muestran el error estándar.

Las correlaciones significativas entre los datos biométricos, la edad y los elementos (por tejido) se exponen en Tabla 5.

Tabla 5. Correlaciones estadísticamente significativas entre los datos biométricos, la edad y las concentraciones de elementos en diferentes tejidos de atún rojo. HG= hígado, R = riñón, HS = hueso, M = músculo, B = branquias, C= cerebro.

	Longitud furcal			Peso			Edad			THg			Se		
	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀
Longitud furcal															
Peso	0,827 **	0,692 **	0,850 **												
Edad	0,369 *	0,521 **													
THg	0,330 * R	0,448 * R		- 0,326 * HG											
Se	0,319 * R	0,477 * HS	0,484 * R	- 0,399 ** HG		0,476 * R	- 0,305 * M			0,395 ** HG	0,594 ** R	0,531 * R			
										0,531 ** R		0,537 * B			

**Correlación significativa al nivel 0,01. *Correlación significativa al nivel 0,05.

Para cada elemento, las correlaciones significativas entre tejidos se muestran en la Tabla 6 (THg), en la Tabla 7 (Se), y en la Figura 26 (Hg).

Tabla 6. Correlaciones estadísticamente significativas para la concentración de mercurio total (THg) entre diferentes tejidos de atún rojo.

	Cerebro			Músculo			Hígado			Riñón			Hueso			Branquias		
	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀
Cerebro																		
Músculo	0,355 *		0,459 *															
Hígado	0,632 **	0,465 *	0,571 *	0,463 **		0,625 **												
Riñón																		
Hueso	0,509 **	0,518 **		0,362 *			0,433 **											
Branquias	0,532 **	0,531 **		0,403 **		0,550 *	0,719 **	0,420 *	0,816 **	0,403 **		0,665 **	0,371 *	0,519 **				

**Correlación significativa al nivel 0,01. *Correlación significativa al nivel 0,05

Tabla 7. Correlaciones estadísticamente significativas para la concentración de selenio (Se) entre diferentes tejidos de atún rojo.

	Cerebro			Músculo			Hígado			Riñón			Hueso			Branquias		
	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀	Total	♂	♀
Cerebro																		
Musculo																		
Hígado																		
Riñón					0,522 **													
Hueso				0,447 **		0,564 *					0,556 **							
Branquias																		

**Correlación significativa al nivel 0,01. *Correlación significativa al nivel 0,05

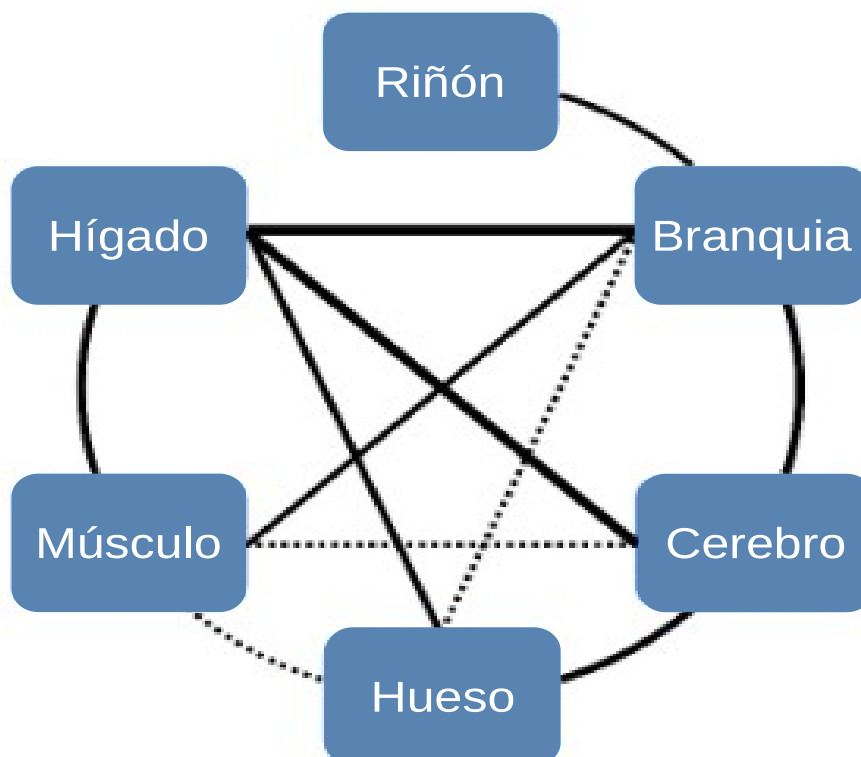


Figura 26 Correlaciones entre tejidos para la concentración de THg en atún rojo. La línea continua indica un valor $p < 0,01$, y la línea discontinua un valor $p < 0,05$. El grosor de la línea representa la fuerza de la relación.

4.3. DISCUSIÓN

El Hg es un elemento importante relacionado con el atún rojo y, debido a las implicaciones que su presencia tiene en la seguridad alimentaria, la literatura científica refleja concentraciones de este metal pesado principalmente en músculo (Tabla 8). De hecho, varios estudios alertan sobre la importancia de limitar el consumo de este pescado, así como de la necesidad de monitorizar los niveles de Hg en esta especie y el control de la talla de los atunes (Storelli et al., 2002; Storelli y Marcotrigiano 2001; Özden et al., 2018). Sin embargo, la cinética de este elemento en especímenes de *atún rojo* del Mar Mediterráneo es escasa ya que solo se han descrito concentraciones de Hg en el hígado (Tabla 8).

Además, hay pocos estudios sobre la relación entre el Se y el Hg en túnidos (Annibaldi et al., 2019; Kaneko y Ralston, 2007; Melgar et al., 2019; Ralston et al., 2016; Ruelas-Inzunza et al., 2018), y según nuestro conocimiento, ninguno en la especie *T. thynnus*. Por otra parte, las diferencias entre sexos han sido escasamente estudiadas (Annibaldi et al., 2019; Di Bella et al., 2015; Licata et al., 2005). Por lo tanto, se hace necesario un mejor conocimiento de la distribución y acumulación en los tejidos de concentraciones de THg y Se en esta especie.

Tabla 8. Concentraciones totales de mercurio (Hg) y selenio (Se) en atún rojo procedente del Mar Mediterráneo. Datos: media $\pm$ desviación estándar, $\mu\text{g g}^{-1}$, peso húmedo.

Localidad	n	Origen	Peso (Kg)	Tejido	Hg	Se	Referencia
Sur-Este Malta	40	Vivero	238 $\pm$ 93	Músculo	0,61 $\pm$ 0,20	1.07 $\pm$ 0.86	Di Bella et al. 2015
Cerdeña (Italia)	33	Silvestre	45 $\pm$ 26	Músculo	1,68 $\pm$ 0,58	0.64 $\pm$ 0.31	
Mar Jónico (Grecia)	20	Vivero	80-540 (254,9 $\pm$ 96,7)	Músculo	0,57 $\pm$ 0,21 (0,28-1,28)	na	Sandheinrich et al. 2011
Mar Adriático	29	Vivero	100-300	Músculo	0,899 (0,490-1,809)	na	Sarangi et al, 2018
	15			Hígado	1,165 (0,324-3,248)	na	
Estrecho de Mesina (Italia)	14	Silvestre	50-190	Músculo	3,03 $\pm$ 0,55 (2,45-4,21)	na	Storelli et al, 2005
				Hígado	1,88 $\pm$ 0,54 (1,32-3,02)	na	
Mar Jónico	73 (pools, n = 7)	Silvestre	2.85-4,36 (3,613 $\pm$ 0,471)	Músculo	0,20 $\pm$ 0,07 (0,13-0,35)	na	Ralston et al, 2016
				Hígado	0,39 $\pm$ 0,10 (0,27-0,60)	na	
Mar Mediterráneo (España)	3	Silvestre	0,74-1,085	Músculo	0,207 $\pm$ 0,087 (0,144-0,306)	na	Khan et al, 2017
				Hígado	0,276 $\pm$ 0,005 (0,270-0,280)	na	
Mar Mediterráneo (Italia)	23	Silvestre	130-290	Músculo	0,446 (0,246-0,714)	0.607 (0.270-1.207)	Berntssen et al, 2004
Mar Tirreno	169	Silvestre	39,5 $\pm$ 43,8 (0,33-158)	Músculo	1,02 $\pm$ 0,99 (0,07-4,26)	na	Storelli et al, 2002
Mar Jónico	161 (14 pools)	Silvestre	36,1 $\pm$ 23,53 (5,3-83)	Músculo	1,18 $\pm$ 0,85 (0,16-2,59)	na	Özden et al, 2018
Mar Egeo (Turquía)	6	Vivero	91,5 $\pm$ 2,59	Músculo	0,454 $\pm$ 0,048	na	Kaneko et al, 2007
	43		235,60 $\pm$ 75,53	Músculo	0,490 $\pm$ 0,064	na	
Mar Tirreno	20	Vivero	56,4 $\pm$ 34,0 (13-161)	Músculo	0,61 (0,07-1,76)	na	Jaffar et al, 1988
Mar Mediterráneo (Italia)	23	Vivero	135,7 $\pm$ 45,8 (46,5-258,8)	Músculo	0,660 $\pm$ 0,585 (0,140-2,211)	na	Koffi et al, 2014

4.3.1. Riñón

El riñón fue el tejido que presentó mayores concentraciones de Se y THg (Tabla 4), detectándose una alta variabilidad de ambos elementos entre los diferentes especímenes. Este es un buen tejido perfusor, por lo que la concentración renal de Hg en los peces suele ser alta (Bertssen et al., 2004; Sandheinrich et al., 2011). Sin embargo, el riñón no suele ser analizado en las especies de túnidos, y solo hay un trabajo con este dato realizado con ejemplares de atún rojo procedentes del Mar Árabe (Jaffar y Ashraf 1988), siendo los valores mucho más bajos que los encontrados en nuestro estudio ($0,187$ vs. $4,821 \mu\text{g g}^{-1}$) y similares a los detectados en otras especies de peces marinos procedentes de aguas no contaminadas (Martin y Knauer 1973).

En otras especies de túnidos, las concentraciones renales de Hg fueron también más bajas que las encontradas en *T. thynnus* en el presente estudio: $0,216 \mu\text{g g}^{-1}$ (*Katsuwonus pelamis*), $0,260 \mu\text{g g}^{-1}$ (*Thunnus albacares*) y $0,201 \mu\text{g g}^{-1}$ (*Thunnus obesus*) (Koffi et al., 2014); incluso en el riñón de *T. albacares* y *K. pelamis* la concentración media fue de $0,39$ a $0,45$ y $0,20 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente (Kojadinovic et al., 2007). En algunos estudios, se expone que la concentración renal de Hg es mayor que la del músculo, el hígado y el cerebro, en el mismo orden de magnitud (por ejemplo, Burger et al., 2013 con respecto a *Pomatomus saltatrix*), pero en el caso del riñón de *T. thynnus* (presente estudio) se han obtenido resultados hasta 25 veces superiores a los descritos por los autores citados para el Hg. En este sentido, algunos factores tales como la alimentación, la unión Hg-proteína y la contaminación del mar podrían explicar estos resultados.

En cuanto a la alimentación, el atún de vivero se alimenta de forma intensiva con pescados como la sardina, alacha, jurel, arenque del Atlántico o caballa, entre otros, y se sabe que el MeHg se bioacumula en los organismos acuáticos. Según Raihan et al. (2020), el riñón tenía la concentración más alta de MeHg, seguido por el hígado y las branquias, en el halibut de Japón (*Paralichthys olivaceus*) alimentado con Hg orgánico, mientras que en los ejemplares alimentados con una dieta con Hg inorgánico la mayor concentración se detectó en el hígado.

Por otro lado, un aumento en la exposición al MeHg podría acelerar la desmetilación en el hígado (Cizdziel et al., 2003), uniéndose e inmovilizando a la metalotioneína y otras proteínas que contienen grupos sulfhidrilo (Ajsuvakova et al., 2020; Hogstrand y Haux 1990). La capacidad del hígado para metabolizar o eliminar Hg puede determinar las concentraciones en otros tejidos de los peces (Bradley et al., 2017), y el Hg en forma inorgánica puede eliminarse a través de los riñones (Smith et al., 1994; Smith et al., 1996). Se ha estudiado la presencia de la

metalotioneína en el riñón de peces inducida por Hg (Miero et al., 2011) y varios estudios mostraron que el Hg se desplaza de las proteínas tiol de bajo peso molecular, con las que tienen una mayor afinidad, cuando aumenta la dosis y el tiempo (Spiller 2017), por lo que el blanco objetivo del Hg es el Se y no el azufre (S).

En nuestro estudio hubo una alta concentración de Se en riñón ($51,776 \pm 1,884 \mu\text{g g}^{-1}$). En otras especies de depredadores (*Merluccius productus* y *M. merluccius*), algunos autores han descrito al riñón como el tejido con mayores niveles de Se, aunque las concentraciones de este elemento fueron entre 11 y 16 veces más bajas que las encontrados en atún rojo en el presente estudio. Nuestros resultados indican la existencia de una relación entre moderada y alta entre ambos elementos en este tejido ($r = 0,531$, $p < 0,01$), mientras que esta relación fue menor en el hígado ($r = 0,395$, $p < 0,01$). Así mismo, se detectó una relación de moderada a baja entre la concentración renal de THg y Se y la longitud del espécimen (Tabla 5).

Por último, cabe destacar que el riñón presentó la mayor relación molar Se-Hg (en forma de HBV_{Se}), seguido por el hígado (Tabla 4). La alta concentración renal de Hg detectada en nuestro estudio podría ser el resultado de las dietas intensivas del atún de vivero, a una capacidad insuficiente del hígado para almacenar altos concentraciones de este metal, así como a una eficaz protección renal a base de Se.

4.3.2. Branquias

Los resultados del presente estudio sugieren que la concentración de Hg en las branquias del atún podría estar relacionada con la presencia de este metal en el Mar Mediterráneo, ya que la población de peces estudiada fue capturada en esta zona, y se alimentó en viveros en estas aguas durante 4-5 meses. Según Storelli et al. (2005), los factores abióticos pueden afectar a la acumulación de metales en los peces, y en general se cree que el Mar Mediterráneo contiene altas concentraciones de Hg repartidas por toda su cuenca, con altos niveles en organismos pelágicos y bentónicos (Renzi et al., 2014; Srebocan et al., 2007). A pesar de que algunos autores describieron una alta concentración de Hg en las branquias de peces después de la exposición al agua (Monteiro et al., 1829), otros autores (Xu et al., 2018) reportaron bajas concentraciones de este metal pesado en este tejido, lo que indica que la absorción de Hg en los órganos de los peces no se produce principalmente a través del agua.

En nuestro estudio, los ejemplares de atún rojo analizados presentaban una concentración de THg similar en las branquias y en el hígado. Además, se observó una correlación significativa entre la concentración en las branquias y en el riñón (Tabla 6, Figura 26), lo que sugiere la posibilidad de que el Hg se transporte a través del cuerpo, al menos en esta área (ya que el riñón solo mostró correlación con las branquias). Además, la concentración de THg detectada en las branquias de *T. thynnus* en el presente estudio fue similar a las encontradas por Koffi et al. (Koffi et al., 2014) en *T. albacares*, *T. obesus* y *K. Pelamis* (0,440, 0,475 y 0,474 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) del Océano Atlántico. Cabe destacar que en el presente estudio las branquias fueron el tejido con mayor concentración de Hg y que se detectaron relaciones significativas entre la concentración en las branquias y en los restantes tejidos (Tabla 6, Figura 26).

Finalmente, la concentración de Se en branquias fue alta, siete veces superior a la encontrada en la especie depredadora *M. productus* (Acosta-Lazárraga et al., 2020) y, con una proporción de Se/THg similar a la encontrada en el riñón (14:1 vs. 13:1), aunque menor índice HBV_{Se} (Tabla 4), por lo que podríamos considerar a este tejido como un depósito temporal de Hg.

4.3.3. Músculo

Debido a las implicaciones en salud pública, el músculo es un tejido en el que se analiza habitualmente la concentración de Hg en el atún rojo del Mediterráneo (Tabla 8), y es considerado como uno de los principales tejidos de acumulación de este metal pesado. En este sentido, algunos autores presentan en sus trabajos que este tejido tiene una eliminación insignificante de Hg y una captación eficiente de otros tejidos (Xu et al., 2018). De hecho, en el presente estudio se observó una correlación positiva entre la concentración de Hg en el músculo y su concentración en el resto de tejidos, a excepción del riñón (Tabla 6, Figura 26). Estas concentraciones de Hg en el músculo de atún rojo son similares a las observadas en túnidos de vivero procedentes de varias zonas mediterráneas, e inferiores a las detectadas en túnidos silvestres (Tabla 8).

Las concentraciones de Hg detectadas en músculo en el presente estudio no mostraban correlación significativa con las medidas biométricas (Tabla 5). Varios autores han encontrado una correlación positiva entre la concentración muscular de Hg y el peso y/o longitud (Annibaldi et al., 2019; Milatou et al., 2015; Renzi et al., 2014; Storelli et al., 2002; Storelli y Marcotrigiano 2001), pero curiosamente en estos estudios los ejemplares eran silvestres o de vivero con bajo peso (excepto los estudiados por Milatou et al., 2015). En túnidos de mayor peso algunos autores han descrito la ausencia de dicha correlación positiva en atunes de vivero

(Annibaldi et al., 2019) o una relación negativa en túnidos silvestres (Licata et al., 2005). Algunos autores han encontrado una fuerte relación entre la concentración muscular de Hg y el peso en atunes con un peso superior a 40 kg (Storelli y Marcotrigiano 2001; Storelli et al., 2002). Nuestros resultados están en consonancia con los descritos por Nakao et al. (2007), quien indicó que la concentración de THg en *T. orientalis* nacido y criado en cautividad no se corresponde con su peso corporal, siendo bastante diferentes a las concentraciones detectadas en el atún silvestre. Esto estaría asociado con el rápido crecimiento de los ejemplares pues la masa del tejido aumenta más rápido que la entrada de contaminantes (Burger et al., 2007).

En nuestro estudio, cinco ejemplares presentaron una concentración de THg por encima de $1,0 \mu\text{g g}^{-1}$ (1,032, 1,055, 1,083, 1,277 y $1,603 \mu\text{g g}^{-1}$). Es importante resaltar que la concentración de Se en los peces puede compensar el riesgo de exposición al Hg para el consumidor (Ralston et al., 2019; Wang y Wang 2017), por lo que se considera un elemento de gran importancia en términos de seguridad alimentaria. En el presente estudio la concentración de Se muscular fue menor que la encontrada en atunes de vivero procedentes del Mediterráneo con un peso similar (Annibaldi et al., 2019), y superior al observado por Di Bella et al. (2015) en *T. thynnus* silvestre (Tabla 8). Además, esos resultados fueron similares o inferiores que los observados en otras especies de túnidos (Burger y Gochfeld 2005; Burger y Gochfeld 2013; Kaneko y Ralston 2007; Ruelas-Inzunza et al., 2018; Yamashita et al., 2011; Yamashita et al., 2013). De hecho, el músculo fue el tejido con la menor concentración de Se, por lo que la distribución observada en nuestro estudio coincidió con lo observado previamente por Acosta-Lizárraga et al. (2020) en otras especies de depredadores. Tal y como se ha mencionado anteriormente, un concepto importante a considerar es la relación Se/Hg, por la capacidad del Se para disminuir o eliminar los efectos tóxicos del Hg (Bjørklund et al., 2017; Ralston 2018; Ralston y Raymond 2018; Spiller 2017). Así, algunos trabajos han mostrado una buena proporción entre ambos elementos en el atún (Kaneko y Ralston 2007; Ordiano-Flores et al., 2012; Ralston et al., 2016). En este sentido, el músculo fue el tejido con menor relación de concentración de Se/THg (1.4/1), pero el HBV_{Se} fue, para cada ejemplar, positivo ($8,777 \pm 1,500$, 0,351-44,459), similar a lo observado tanto en la misma especie de túnidos como en otras (Annibaldi et al., 2019; Kaneko y Ralston 2007; Melgar et al., 2019; Ralston et al., 2016; Ruelas-Inzunza et al., 2018), o incluso mayores que los encontrados en pequeñas especies pelágicas. Este resultado pone de manifiesto la seguridad para el consumidor de los ejemplares analizados.

4.3.4. Hígado

La concentración de Hg en hígado presentó valores intermedios a los observados en estudios previos realizados con atunes procedentes del Mar Mediterráneo (Tabla 8). Teniendo en cuenta el peso de los atunes analizados, nuestros resultados deberían ser similares a los descritos por Licata et al. (2005) y Srebocan et al. (2007). No obstante, hay que tener en cuenta que en nuestro estudio se detectó una correlación negativa entre el peso de los ejemplares y la concentración de THg en el hígado ($r = -0,326$, $p < 0,05$), por lo que podríamos deducir que la masa hepática también aumenta más rápido que la entrada de Hg. Sin embargo, las concentraciones hepáticas de THg fueron más altas que las observadas en *T. thynnus* por Jaffar y Ashraf (Jaffar y Ashraf 1988) en el Mar Árabe y en otras especies de túnidos (*T. albacares*, *T. obesus* y *K. pelamis*) en otras zonas marinas (Océano Atlántico, Pacífico e Índico).

La concentración total de Hg en el hígado y en las branquias mostró una correlación sólida ($r = 0,719$, $p < 0,01$), y no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre ambos tejidos, lo que sugiere que los niveles de Hg en la cuenca mediterránea y un transporte directo entre las branquias y el hígado podrían explicar estos datos.

Al igual que la concentración de THg, la de Se en el hígado también mostró una correlación negativa con el peso del atún ($r = -0,399$, $p < 0,01$); se observó una relación positiva ($p < 0,01$) entre Se y THg en hígado, y no se encontraron diferencias estadísticas en la concentración de Se entre hígado y branquias. Por lo tanto, parece que existe un patrón de funcionamiento similar entre ambos elementos y tejidos. En este sentido, Tallandini et al. (1996) encontraron características cinéticas similares entre ambos tejidos para el Se. Sin embargo, no se encontró relación entre la concentración de Se en hígado y en branquias, lo que sugiere la existencia de un transporte de Se desde el hígado hasta otros tejidos de los peces. Por otro lado, las concentraciones de Se en el hígado fueron más bajas que las descritas en *T. albacares* y *K. pelamis* (Kojadinovic et al., 2007; Ruelas-Inzunza et al., 2018), coincidiendo con lo observado por otros autores en otras especies depredadoras, siendo el segundo tejido con la concentración más alta (Acosta-Lizárraga et al., 2020).

La UE, segundo mayor comerciante mundial de productos pesqueros y acuícolas después de China (Anonymous 2020), promueve el uso de subproductos de la pesca y la acuicultura. En el presente estudio, la concentración de THg en el hígado fue superior a $0,1 \mu\text{g g}^{-1}$ en todas las muestras, por lo que en teoría, y de acuerdo con el Reglamento (UE) 2019/1869 de la Comisión, estos datos deben

tenerse en cuenta si el hígado se utiliza como fuente de subproductos. Sin embargo, y al igual que ocurre con otros tejidos, la relación de concentración de Se/THg en el hígado fue mayor de 10, y el índice HBV_{Se} también fue alto (Tabla 4), con un mínimo de 17,543. Sería muy interesante que se tuviesen en cuenta estos datos en la normativa relativa a las sustancias destinadas a la alimentación animal.

4.3.5. Cerebro

El cerebro mostró la concentración más baja de THg (Tabla 4). El Hg es neurotóxico, su toxicidad es ampliamente conocida (Yang et al., 2020), y se ha estudiado su riesgo en humanos (EFSA, 2015). De hecho, se han publicado muchos estudios realizados en personas, en los que se incluye la relación de Hg con enfermedades cardiovasculares, efectos en el tracto gastrointestinal, riñones, hígado, piel, genotoxicidad y cáncer (Risher, 2003), trastornos del espectro autista y enfermedad de Alzheimer (Kern et al., 2016, Siblingrud et al., 2019). Sin embargo, la información sobre sus efectos en el sistema nervioso de los peces así como su mecanismo de acción en teleósteos aún es limitada (Morcillo et al., 2017). De hecho, existen pocos estudios sobre la concentración de Hg en el cerebro de atún, y hasta donde sabemos, ninguno en *T. thynnus*.

Según varios autores, el Hg cruza la barrera hematoencefálica, llega al cerebro de los peces y produce toxicidad (Farina et al., 2013; Miero et al., 2017; Pereira et al., 2016). En otras especies de túnidos (*T. obesus*, *T. albacares* y *K. pelamis*), Koffi et al. (2014) encontraron concentraciones de Hg muy similares a las detectadas en el presente estudio en atún rojo (0,162 a 0,186 vs. 0,198 $\mu\text{g g}^{-1}$), mientras que la concentración de este metal pesado en otras especies de peces varía entre 0,02 (*Trichiurus lepturus*, Cardoso et al., 2009) y 1,33 $\mu\text{g g}^{-1}$ (*Carcharhinus limbatus*, Núñez-Nogueira, 2005).

Según Burger et al. (2013), la relación molar Se/Hg es importante en algunos tejidos como el riñón, el hígado o el cerebro. En el presente estudio, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la relación Se/THg entre estos tejidos ni en las branquias, siendo esta relación superior ($p < 0.05$) a la encontrada en el hueso y el músculo (Tabla 4). Por ello, coincidimos con los mencionados autores en el posible papel protector del Se frente a los niveles de Hg en tejidos importantes como el cerebro. Por otro lado, se ha encontrado una correlación positiva y significativa entre la concentración de THg en el cerebro y en el resto de tejidos (a excepción del riñón) (Tabla 6, Figura 26). El hecho de que el MeHg pueda ser desmetilado en el cerebro, y que el hígado y branquias también participen en este proceso, mientras que los músculos almacenen MeHg (Allen et

al., 2002; Vahter et al., 1995; Wang et al., 2017) podría explicar las altas correlaciones encontradas (Tabla 6).

4.3.6. Hueso

El hueso se considera el tejido principal de la bioacumulación de metales como Cu, Zn o Fe, principalmente por la hidroxiapatita. Hasta donde sabemos, no hay datos sobre la concentración de Hg en el hueso de *T. thynnus*. Por ello, los resultados del presente estudio se compararon con los descritos en la espina dorsal de ejemplares de la misma especie (Ugarte et al., 2012), siendo superior la concentración de THg en el hueso de atún rojo (0,283 frente a 0,11 $\mu\text{g g}^{-1}$). En otras especies de peces, las concentraciones de Hg descritas en hueso son inferiores (media inferior de 0,012 $\mu\text{g g}^{-1}$, Shalini et al., 2021), o similares (medias de 0,18 a 0,33 $\mu\text{g g}^{-1}$, Perugini et al., 2014) a las encontradas en atún rojo en nuestro estudio. Las concentraciones de Hg y Se no se correlacionaron en el hueso de atún rojo, pero la concentración de THg en este tejido mostró correlación con la concentración hallada en el resto de tejidos, a excepción del riñón, siendo alta esta correlación con las concentraciones en el cerebro ($r = 0,509$, $p < 0,01$).

Por tanto, a priori, se podría pensar que se trata de un tejido útil para la bioacumulación, pero la baja concentración de THg parece indicar que este es un lugar temporal para la acumulación antes de la eliminación por branquias o riñón. De hecho, las branquias han sido descritas como la ruta más importante en la eliminación de Hg en peces marinos (Wang y Wang 2015), y el riñón fue el tejido con mayor concentración de THg en atún rojo. En lo que respecta a la concentración de Se, no se vió diferencias entre las detectadas en el hueso y en el cerebro ni tampoco en el índice HBV_{Se}, pero la relación Se/THg se situó en un punto intermedio respecto a las encontradas en las branquias, riñón, hígado y cerebro. Por lo tanto, estudios adicionales podrían ayudar a esclarecer la relación entre ambos tejidos.

4.3.7. Mercurio y selenio por sexos

Pocos estudios han abordado las diferencias en la bioacumulación de metales pesados en función del sexo en atún rojo. Algunos autores no han encontrado diferencias en las concentraciones musculares y hepáticas de Hg y Se entre hembras y machos (Annibaldi et al., 2019; Licata et al., 2005), mientras que otros autores encontraron diferencias en la concentración de Se (Di Bella et al., 2015). En este sentido, es interesante mencionar que una revisión reciente de ocho estudios con varias especies de peces mostró que los machos presentaban una mayor concentración de Hg en el músculo que las hembras, mientras que la

situación opuesta fue encontrada en otros siete estudios, concluyendo que el sexo no es el principal impulsor de bioacumulación de Hg (Bastos et al., 2016). Por otro lado, en *T. thynnus* no se observó un patrón específico en la concentración y distribución de Se y THg entre machos y hembras, a pesar de que la concentración de THg en el hígado estaba correlacionada con cerebro y branquias en ambos grupos (Tabla 4), y las concentraciones de Se y THg solo estaban correlacionadas en el riñón, tanto en machos como en hembras. Además, se encontraron diferencias estadísticas entre la concentración de THg de machos y hembras en hígado, cerebro, branquias y hueso (Figura 23), así como diferencias estadísticamente significativas entre la concentración de Se en hígado y en branquias (Figura 23). Estos resultados concuerdan con lo descrito por Madenjian et al. (2021), quienes indicaron que en los peces teleósteos los machos eliminan Hg más rápido que las hembras. Finalmente, parece que el músculo es el tejido que menos contribuye a establecer diferencias entre sexos.

4.4. Conclusión

Los resultados presentados en este capítulo muestran un papel importante del Se para contrarrestar la presencia del Hg en todos los tejidos analizados, con valores similares en cerebro, hígado, riñón y branquias. Los datos de la concentración de THg no sólo en el músculo, sino también en otros tejidos contribuye a aumentar el conocimiento sobre la bioacumulación de este metal pesado, la salud de esta especie de túnido y los riesgos alimentarios que su consumo directo o a través de subproductos utilizados en la producción de harina y aceite de pescado para alimento destinados a animales de abasto, así como en la industria farmacéutica, supone para el consumidor. Por último destacar que aunque no se ha encontrado un patrón específico en la concentración y distribución de Se y THg entre machos y hembras, parece que el músculo es el tejido que menos contribuye en el establecimiento de diferencias entre sexos.

Se puede decir que la distribución diferencial de Hg y Se en los tejidos del atún rojo ilustra la complejidad de los mecanismos de bioacumulación y detoxificación en organismos marinos. Estos hallazgos subrayan la importancia de continuar explorando las variaciones inter e intraespecíficas en la acumulación de metales pesados, lo que podría revelar nuevas formas de entender la respuesta biológica a la contaminación ambiental. Asimismo, el estudio de las diferencias entre sexos en la acumulación de estos metales ofrece un campo prometedor para futuras investigaciones que podrían ajustar las recomendaciones de consumo y gestionar de manera más efectiva los riesgos para la salud humana y la sostenibilidad de las especies marinas.

5. CAPÍTULO 2. Plomo y cadmio en sangre y tejidos de atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*, Linnaeus, 1.758)

5.1. Resumen

En el presente capítulo hemos analizado la presencia de cadmio (Cd) y plomo (Pb) en sangre y en seis tejidos (hígado, riñón, músculo, cerebro, branquia y hueso) de atún rojo, con el objetivo de proporcionar información relativa a la distribución, acumulación y relaciones posibles (entre metales, entre tejidos y con la biometría), así como las diferencias de bioacumulación según el sexo.

En la población total estudiada, el rango de concentración del Cd osciló entre inferior al límite de detección (hueso) hasta 8,512 $\mu\text{g g}^{-1}$ (hígado), y para el Pb desde inferior al límite de detección (hueso y branquias) hasta 0,063 $\mu\text{g g}^{-1}$ (riñón). La concentración media en los músculos (0,008 y 0,029 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Cd y Pb, respectivamente) fue 10 veces inferior al máximo permitido para consumo humano. Se demostró que el sexo es una variable importante que afecta a las concentraciones de Cd tanto en el hígado como en los riñones, por lo que se recomienda encarecidamente tener en cuenta el sexo al interpretar los resultados. También se destaca la importancia de la acumulación de Cd y Pb en subproductos pesqueros, cada vez mejor considerados y más empleados en los circuitos comerciales.

5.2. Resultados

5.2.1. Edad, sexo y datos biométricos

En este capítulo se emplearon los mismos ejemplares utilizados para el capítulo I. El peso, longitud y sexo aparecen descritos en la Tabla 2. Los atunes macho tenían mayor longitud y peso que las hembras ($p < 0,05$), siendo la media de edad la misma en ambos grupos 12,4 años (rango 10-15) ($p > 0,05$).

5.2.2. Concentraciones de cadmio y plomo

El Cd fue detectado en todas las muestras estudiadas, excepto en la sangre (97,7 %), el cerebro (97,7 %), el músculo (95,3 %) y el hueso (30,2 %). En el caso del Pb fueron las muestras de cerebro, hígado y riñón las que estuvieron por encima del límite de detección en el 100% de los casos, y en el 95,3% de los casos para el músculo, el 86,0% para sangre, el 11,6% para hueso y el 2,3% para branquias.

Las concentraciones detectadas de metales tanto en la población completa como según el sexo de los ejemplares en sangre y en los tejidos analizados se muestran en la Tabla 9. La mayor concentración detectada fue la de Cd en el hígado.

Tabla 9. Concentración media (mínimo-máximo) de Cd y Pb (mg kg⁻¹ peso fresco) en atún rojo en sangre y tejidos (hígado, riñón, branquias, hueso, cerebro y músculo).

		Sangre	Cerebro	Músculo	Hígado	Riñón	Hueso	Branquias
Cd	Total	0,011 (nd-0,201)	0,026 (nd-0,972)	0,008 (nd-0,024)	8,512 (0,109-2,044)	0,385 (0,220-2,062)	<DL (nd-0,074)	0,191 (0,009-3,891)
	♀	0,011 (nd-0,139)	0,031 (0,007-0,972)	0,010 (nd-0,024)	11,753 (3,401-32,044)	0,431 (0,265-2,062)	<DL (nd-0,074)	0,160 (0,034-3,891)
	♂	0,011 (0,005-0,201)	0,019 (nd-0,050)	0,007 (0,003-0,024)	6,782 (0,109-15,746)	0,354 (0,220-0,938)	<DL (nd-0,038)	0,217 (0,009-0,906)
Pb	Total	0,011 (nd-0,385)	0,037 (0,010-1,911)	0,029 (nd-1,174)	0,057 (0,008-0,316)	0,063 (0,022-0,229)	<DL (nd-36,908)	<DL (nd-0,013)
	♀	0,005 (nd-0,101)	0,030 (0,013-1,911)	0,032 (nd-0,144)	0,061 (0,028-0,233)	0,053 (0,022-0,099)	<DL (nd-0,194)	<DL (nd)
	♂	0,015 (0,001-0,385)	0,039 (0,010-1,264)	0,027 (nd-1,174)	0,053 (0,008-0,316)	0,066 (0,022-0,229)	<DL (nd-36,908)	<DL (nd-0,013)

En las figuras 27 y 28 se muestran los subconjuntos homogéneos basados en la concentración de cada uno de los metales pesados analizados en este capítulo.

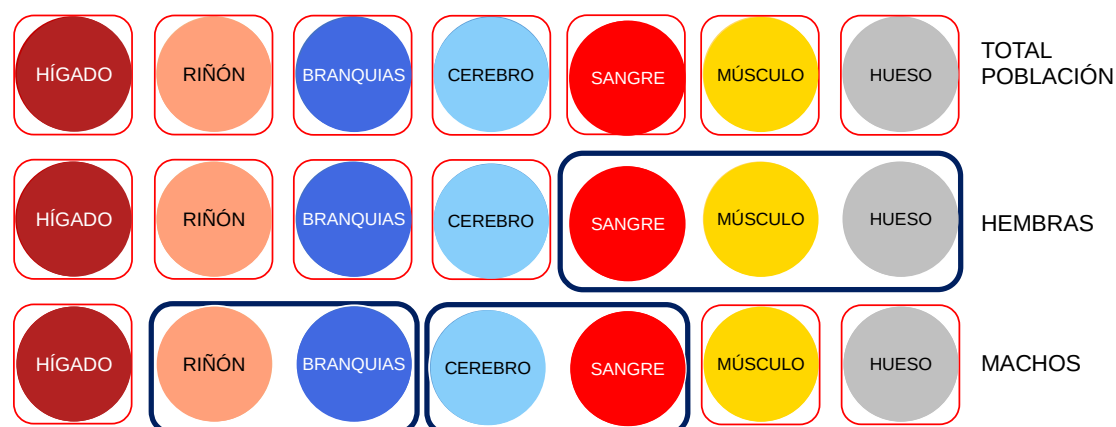


Figura 27. Subconjuntos homogéneos basados en la acumulación de Cd. La bioacumulación del metal es de mayor a menor de izquierda a derecha.

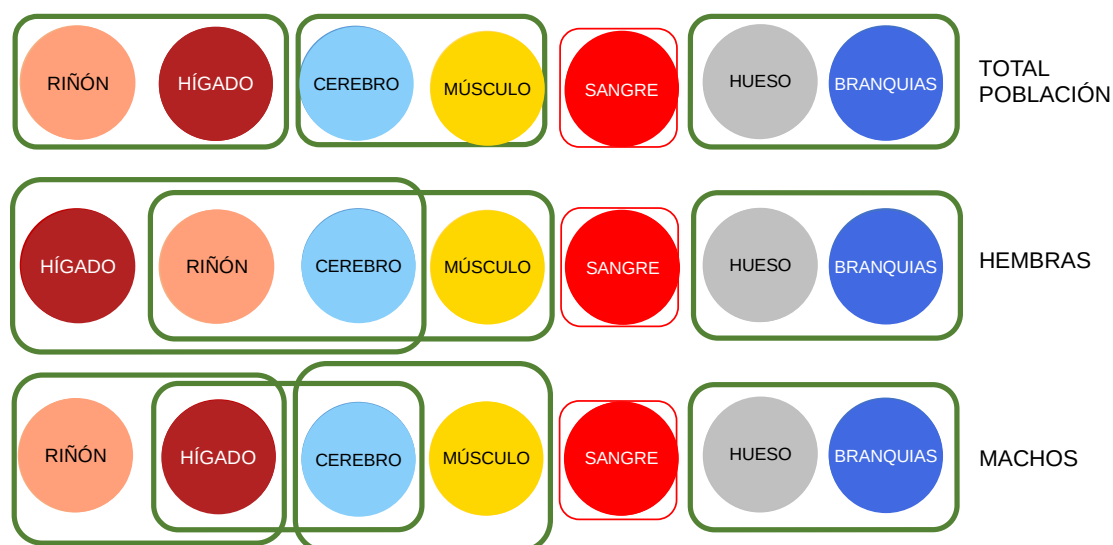


Figura 28. Subconjuntos homogéneos basados en la acumulación de Pb. La bioacumulación del metal es de mayor a menor de izquierda a derecha

En la población completa, la concentración de Pb fue superior a la de Cd ($p < 0,05$) en cerebro y músculo ($p < 0,05$), mientras que la concentración de Cd fue superior a la de Pb ($p < 0,05$) en hígado, riñón y branquia. Cuando se analizaron las concentraciones en función del sexo se observó que este patrón se repetía en machos, mientras que en hembras no había diferencias estadísticamente significativas en el cerebro, siendo marginalmente significativa en el caso de la sangre (mayor concentración de Cd).

5.2.3 Análisis de correlaciones

Respecto a las correlaciones, se encontró una correlación negativa entre la concentración de Cd en hígado y el peso de los atunes cuando se analizaba la población completa (Tabla 10), una correlación positiva entre la concentración de Cd en sangre con el peso y la longitud de los atunes en hembras, así como una correlación entre la concentración de Pb en el músculo y la longitud furcal en machos (Tabla 11).

Tabla 10. Correlaciones estadísticamente significativas entre la concentración de Cd en tejidos y datos biométricos en la población total y por sexo. Los números después de la barra indican el número de muestras con las que se ha realizado el ensayo (Spearman).

		Longitud furcal	Sangre	Cerebro	Músculo	Hígado	Riñón	Hueso	Branquias
Peso	Hembras	0,854**/19	0,588*/18	-0,201/19	0,232/17	-0,121/19	-0,126/19	0,393/7	0,093/19
	Machos	0,645**/24	-0,057/24	0,239/23	0,133/24	-0,168/24	0,150/24	0,371/6	-0,057/24
	Pob.total	0,795**/43	0,171/42	-0,231/42	0,066/41	-0,342*/43	-0,155/43	0,000/13	-0,052/43
Longitud Furcal	Hembras		0,639**/18	0,049/19	0,083/17	0,097/19	0,015/19	0,286/7	0,066/19
	Machos		-0,090/24	0,129/23	-0,106/24	-0,042/24	-0,092/24	-0,145/6	0,130/24
	Pob.total		0,210/42	-0,140/42	-0,091/41	-0,151/43	-0,185/43	-0,127/13	0,030/43
Sangre	Hembras			0,236/18	0,391/16	0,356/18	0,395/18	0,286/7	0,476*/18
	Machos			-0,047/23	0,445*/24	0,097/24	0,455*/24	0,943**/6	0,326/24
	Pob.total			0,110/41	0,453**/40	0,239/42	0,381*/42	0,544/13	0,380*/42
Cerebro	Hembras				0,167/17	0,711**/19	0,637**/19	0,357/7	0,454/19
	Machos				0,326/23	0,345/23	0,142/23	0,886*/6	0,169/23
	Pob.total				0,292/40	0,599**/42	0,484**/42	0,555*/13	0,290/42
Músculo	Hembras					0,336/17	0,618**/17	0,750/7	0,833**/17
	Machos					0,056/24	0,300/24	-0,657/6	0,105/24
	Pob.total					0,221/41	0,434**/41	0,286/13	0,418**/41
Hígado	Hembras						0,684**/19	0,071/7	0,553*/19
	Machos						0,396/24	0,600/6	0,336/24
	Pob.total						0,577**/43	0,379/13	0,375*/43
Riñón	Hembras							0,536/7	0,733**/19
	Machos							0,886*/6	0,387/24
	Pob.total							0,802**/13	0,482**/43
Hueso	Hembras								0,429/7
	Machos								0,543/6
	Pob.total								0,451/13

**Correlación significativa al nivel de 0,01, *Correlación significativa al nivel de 0,05. Pob. Total= Población total

Tabla 11. Correlaciones estadísticamente significativas entre la concentración de Pb en los tejidos y los parámetros biométricos (población total y por sexo). Los números después de la barra indican el número de muestras con las que se ha realizado el ensayo (Spearman).

		Longitud furcal	Sangre	Cerebro	Músculo	Hígado	Riñón
Peso	Hembras	0,854**/19	0,302/13	0,085/19	0,357/18	-0,081/19	0,251/19
	Machos	0,645**/24	-0,058/24	0,010/24	0,163/23	0,052/24	-0,051/24
	Población total	0,795**/43	0,081/37	0,065/43	0,116/41	-0,137/43	0,235/43
Longitud furcal	Hembras		0,450/13	0,156/19	0,237/18	0,116/19	0,301/19
	Machos		0,027/24	-0,089/24	0,523*/23	0,349/24	0,055/24
	Población total		0,196/37	0,070/43	0,277/41	0,124/43	0,273/43
Sangre	Hembras			-0,027/13	0,084/12	0,165/13	-0,225/13
	Machos			0,024/24	0,364/23	-0,001/24	-0,237/24
	Población total			0,060/37	0,249/35	0,078/37	-0,180/37
Cerebro	Hembras				0,106/18	-0,072/19	0,209/19
	Machos				-0,003/23	0,340/24	-0,073/24
	Población total				0,041/41	0,181/43	0,059/43
Músculo	Hembras					-0,146/18	0,370/18
	Machos					0,312/23	0,060/23
	Población total					0,136/41	0,162/41
Hígado	Hembras						-0,421/19
	Machos						0,146/24
	Población total						-0,115/43

**Correlación significativa al nivel de 0,01; *Correlación significativa al nivel de 0,05

Con respecto a las correlaciones entre las concentraciones de ambos elementos para cada tejido, solo en sangre se encontró una relación estadísticamente significativa, tanto para machos como para hembras y para la población completa (Tabla 12).

Tabla 12. Correlaciones entre las concentraciones de cadmio y plomo para cada tejido. Los números después de la barra indican el número de muestras con las que se ha realizado el estudio de correlación (Spearman).

	Sangre	Cerebro	Músculo	Hígado	Riñón	Hueso	Branquias
Hembras	0,698*/13	-0,025/19	0,015/16	0,067/19	-0,247/19	-	-
Machos	0,543*/24	-0,118/23	0,047/23	0,134/24	-0,124/24	-	-
Población total	0,602*/37	-0,740/42	0,154/39	0,241/43	-0,263/43	-	-

*Correlación significativa al nivel de 0,01

En cuanto a la concentración de Cd cabe destacar que se encontraron correlaciones positivas entre diferentes tejidos (población total, hembras y machos, Tabla 10, Figuras 29 y 30). No se encontró ninguna correlación para el caso del Pb (Tabla 11). Las únicas correlaciones coincidentes en ambos sexos fueron para el Cd entre el hígado y el riñón, así como entre la branquia y el riñón, aunque en el caso de los machos estas correlaciones fueron sólo marginalmente significativas ($p=0,056$ y $0,062$ respectivamente). Y al analizar la bioacumulación del Cd en función del sexo se observó que había diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones hepáticas y renales de Cd, siendo mayores en hembras, una vez eliminadas las diferencias en peso asociadas al sexo (MLG).

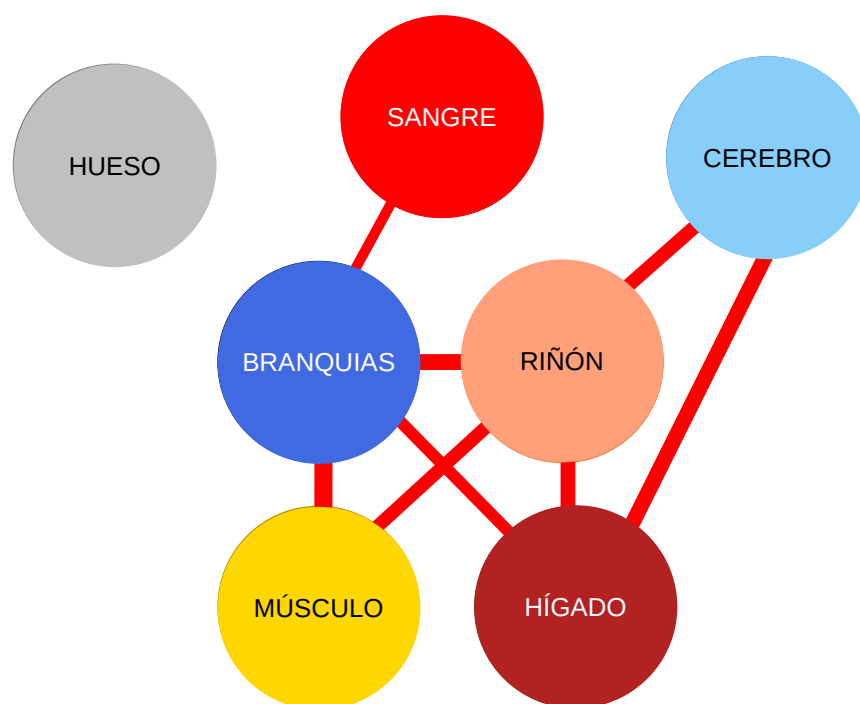


Figura 29. Correlaciones entre la concentración de Cd en los distintos tejidos de hembras de atún rojo. El grosor de la línea representa la fuerza de la relación.

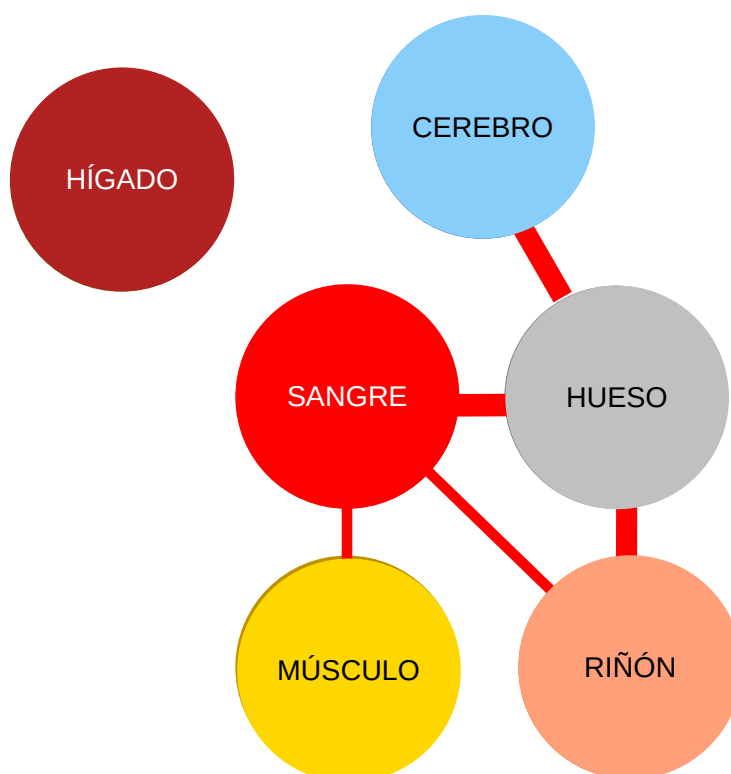


Figura 30. Correlaciones entre la concentración de Cd en los distintos tejidos de machos de atún rojo. El grosor de la línea representa la fuerza de la relación.

5.3. Discusión

Muchos estudios muestran las concentraciones de Pb y Cd en pescado, ya que son contaminantes con importantes efectos en el ser humano (Baladi-Mood et al., 2021). En los últimos años, se han realizado diversos estudios de bioacumulación de estos metales pesados en atunes de distintas especies y procedentes de varias partes del mundo, incluyendo además del músculo, el hígado (Tabla 13). Sin embargo, ningún estudio había abordado la distribución y compartimentación de este metal pesado en sangre y otros tejidos como el hueso, menos frecuentes en los estudios de biomonitorización y en los de seguridad alimentaria, a pesar de su introducción cada vez más frecuente en la cadena alimentaria, en la industria farmacéutica o en la cosmética como subproductos.

5.3.1. Distribución tisular de cadmio y plomo

En los ejemplares estudiados, se observa una clara distribución del Cd (Figura 27) en compartimentos individuales cuando se analizaba la población completa. Al analizar los resultados en función del sexo, en el caso de los ejemplares macho se observó una agrupación de tejidos con concentración intermedia (riñón y branquia) y baja (cerebro y sangre), y en las hembras una agrupación entre los

tejidos con menor concentración (sangre, músculo y hueso). En el caso del Pb (Figura 28), el patrón de distribución estaba mejor definido, tanto para la población total como al analizar los datos por sexo, en los tejidos con concentraciones más bajas (sangre, hueso y branquia), existiendo diferencias de compartimentación en los tejidos con mayor concentración de este metal. Sin embargo, no se encontró ninguna correlación entre los tejidos que compartían el mismo grupo de acumulación, lo cual podría estar relacionado con el metabolismo tisular, pero también con diferencias en la química ambiental y con la dieta, ya que los metales son absorbidos por las branquias o por el tracto intestinal y transportados a través de la sangre a los tejidos (Filipovic y Raspor 2003; Marijić y Raspor 2006).

Por otro lado, y al igual que ocurre con los mamíferos, los peces acumulan los metales pesados en altas concentraciones en tejidos diana (Bustamante et al. 2004; Kraemer et al. 2005), aunque esto depende de la presencia de moléculas a las que se unen los metales, como las metalotioneínas. Estas proteínas se unen al Cd (Ghedira et al., 2010) y al Pb (Wong et al., 2017), siendo el hígado el tejido que más metalotioneínas contiene, seguido de otros órganos como riñón, branquia, siendo su concentración menor en músculo (Bourdineaud et al., 2006; De Smet et al., 2001; Ghedira et al., 2010; Lakra et al., 2021). Esto podría justificar la distribución encontrada para ambos metales pero no la baja frecuencia de atunes con concentración de Pb en branquia por encima del límite de detección (2,3%). Un estudio realizado por Sow et al. 2019 sobre *Monopterus albus* mostró una correlación positiva y significativa entre esta proteína y la concentración de Cd en hígado, pero ninguna para Cd y Pb en branquia. Además, metales como el Pb y Cd pueden competir con otros elementos, por ejemplo el Ca, en membranas biológicas como las branquiales (Macdonald et al., 2002). Por lo tanto, las concentraciones más bajas de metalotioneínas en las branquias junto a la competencia entre ambos metales debida a los mecanismos de entrada en la membrana, o incluso la interacción del Pb con el agua (por ejemplo, con materia orgánica) podrían reducir la unión del Pb a estas membranas y, por tanto, disminuir su concentración en este tejido. Por otro lado, el Cd es considerado como un fuerte inductor de metalotioneínas (Nordberg and Nordberg, 2022), lo cual podría justificar la mayor concentración de Cd con respecto al Pb en hígado, riñón y branquia (Tabla 9). En el caso del músculo y del cerebro, si bien las diferencias fueron estadísticamente significativas, las concentraciones eran bajas para ambos metales, al igual que en la sangre, cuya concentración de Pb y Cd fue la misma. Finalmente, el hueso no parece tener una gran importancia en la acumulación de estos metales, en oposición a lo que ocurre en mamíferos, donde se acumula durante muchos años en este tejido (Pb, WHO, 1995) o de forma diferente según el hueso (Cd, Roczniak et al., 2017). No obstante, sería necesario realizar estudios

sobre la bioacumulación de estos metales en distintos huesos de atún rojo para confirmar esta hipótesis.

Respecto al orden de los tejidos con relación a la concentración de los metales, los resultados obtenidos (Figuras 27 y 28) son similares a los descritos por Koffi et al. (2014) en *T. albacares* y *T. obesus* para el Cd, pero no para el Pb, destacando para este último metal la diferente posición de la branquia (última junto al hueso en nuestro estudio). Igualmente, en el estudio de El-Moselhy et al. (2014), la branquia también resultó ser el tejido con mayor concentración de Pb y Cd, siendo superiores a las del hígado. Otros estudios realizados sobre otras especies de peces de ecosistemas marinos situaban a las branquias en una posición intermedia o final cuando el Pb entra a través de la dieta (Hwang et al., 2016; Kim y Kang, 2015, 2017).

5.3.2. Concentración de cadmio y plomo

5.3.2.1. HÍGADO Y RIÑÓN

La mayor parte de los estudios consultados reportan concentraciones de metales pesados en ejemplares silvestres (Tabla 13). En estos estudios se observa un amplio rango de concentraciones hepáticas descritas para el Cd, las cuales van desde 0,187 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Koffi et al., 2014) hasta 34-45 $\mu\text{g g}^{-1}$ descrita por Kojadinovic et al. (2007), una vez transformados sus resultados a peso fresco según el porcentaje de humedad indicado por dichos autores (67-73%). Como se puede observar en dicha tabla, resulta complejo hacer una comparación exhaustiva, habida cuenta las diferentes especies en los que se han hecho estos análisis, el diferente peso y el distinto origen (silvestre y de vivero). Así pues, se podría decir que los resultados obtenidos en nuestro estudio estaban por debajo de los reportados por Kojadinovic et al. (2007) y por Aráujo y Cerdeño-Macías (2016), pero en estos casos eran ejemplares más pequeños, silvestres y de otra especie de túnidos (*T. albacares*).

Tabla 13. Concentraciones de cadmio (Cd) y plomo (Pb) en tejidos de atún rojo (datos en $\mu\text{g g}^{-1}$ sobre peso fresco).

Localidad	N	Origen	Peso	Longitud	Tejido	Cd	Pb	Ref
Thunnus alalunga								
Océano Atlántico (España)	24	Silvestre	nr	(51-95) ^c	Músculo	0,013 ^o (0,004-0,039)	- (<0,002-0,012) ^o	Besada et al., 2006
Mar Mediterráneo (Adriatico)	14 pools	Silvestre	(4,4-7,7)	nr	Músculo	0,05±0,03 (0,03-0,10)	na	Storelli and Marcotrigiano, 2004
					Hígado	9,22±1,22 (7,07-11,67)	na	
Mar Mediterráneo (Norte Mar Egeo, Grecia)	41	Silvestre	7,94±2,37 (3,07-12,52)	79,26±9,98 (57,01-101,52) ^c	Músculo	0,184±0,176 (0,022-0,669)	0,049±0,116 (0,021-0,557)	Stamatis et al., 2019
Mar Mediterráneo (Sur Mar Egeo,Grecia)	41				Músculo	0,082±0,118 (0,021-0,558)	0,046±0,077 (0,020-0,422)	
Thunnus albacares								
Océano Atlántico (España)	13	Silvestre	nr	(96-145) ^c	Músculo	0,004 ^o (0,002-0,007)	- (<0,002-0,018)	Besada et al., 2006
Océano Atlántico (España)	10	Silvestre ^m	nr	nr	Músculo	0,024±0,010 (0,011-0,039)	nd	Núñez et al., 2018
Océano Atlántico (España)	50	Silvestre ^m	nr	nr	Músculo	0,03 ± 0,005 ^s (0,02) ^ε	0,04 ± 0,01 ^s (0,02) ^ε	Burger and Gochfeld, 2005
Océano Pacifico Este (Ecuador)	29	Silvestre	nr	(74-163) ^b	Músculo	2,4±5,1 (<0,011-17)(0,24) ^o	0,07±0,06 (<0,04-0,32) (0,04) ^o	Araújo and Cedeño-Macias, 2016
	30				Hígado	13±10 (<0,011-41) (12) ^o	0,09±0,07 (<0,04-0,27) (0,04) ^o	
Océano Pacifico Este	14	Silvestre	15,7 (10,0-30,0)	nr	Músculo	0,006 ^s	0,057 ^s	Ruelas-Inzunza et al., 2012
Océano Pacifico Este	44	Silvestre	13,6±17,2	(78,6±30,2) ^a	Músculo	0,18±0,15 ^y	0,06±0,04 ^y	Ruelas-Inzunza et al., 2014
Océano Indico (Canal de Mozambique)	24	Silvestre	21 (5-55)	107 (65-156) ^c	Músculo	0,25±0,21 ^y	0,09±0,14 ^y	Kojadinovic et al., 2007
	22				Hígado	138±60 ^y	0,1±0,12 ^y	
	17				Riñón	3,39±2,49 ^y	0,13±0,15 ^y	
Océano Indico (Isla Reunion)	128	Silvestre	nr	102±5 ^a	Músculo	0,07±0,03 ^y	0,01±0,03 ^y	Chouvelon et al., 2017
Océano Indico (Isla Reunion)	17	Silvestre	24 (2-75)	104 (49-170) ^c	Músculo	0,23±0,20 ^y	0,02±0,07 ^y	Kojadinovic et al., 2007
	21				Hígado	126±130 ^y	0,05±0,08 ^y	
	13				Riñón	24,1±31,2 ^y	0,08±0,09 ^y	

Océano Indico (Seychelles)	118	Silvestre	nr	96±5 ^a	Músculo	0,09±0,16 ^y	0,00±0,00 ^y	Chouvelon et al., 2017
Océano Indico (Sur Africa)	197			87±8 ^a	Músculo	0,34±0,26 ^y	0,01±0,02 ^y	
Mar Rojo (Egipto)	4	Silvestre ^m	0,45-7,5	39-50c	Músculo	0,06±0,01	0,32±0,03	El-Moselhy et al., 2014
					Hígado	0,40±0,02	0,63±0,10	
					Branquias	0,51±0,06	2,61±0,33	
Océano Atlántico (Costa de Marfil)	264	nr	nr	nr	Músculo	0,014±0,004	0,112±0,031	Koffi et al., 2014
					Hígado	0,187±0,053	0,277±0,058	
					Riñón	0,014±0,008	0,285±0,032	
					Cerebro	0,014±0,006	0,296±0,090	
					Branquias	0,051±0,019	0,278±0,046	
Thunnus obesus								
Océano Atlántico (España)	30	Silvestre	nr	(60-167) ^c	Músculo	0,010 ^o (0,005–0,025)	- (<0,002–0,048)	Besada et al., 2006
Océano Atlántico (Costa de Marfil)	90	nr	nr	nr	Músculo	0,009±0,007	0,157±0,033	Koffi et al., 2014
					Hígado	0,276±0,057	0,341±0,053	
					Riñón	0,014±0,008	0,323±0,069	
					Cerebro	0,012±0,006	0,882±0,196	
					Branquias	0,040±0,017	0,341±0,052	
Océano Atlántico	53	Silvestre	62,4±31,2 (9-137)	148,7±27,9 ^a (79-198)	Músculo	0,025±0,025 (0,001-0,136)	na	Chen et al., 2018
Océano Índico			34	34,5±19 (13-97)	119,7±24,0 ^a (53-182)	Músculo		
Océano Atlántico Medio (Azores)	15	Silvestre	10,6±0,8 ⁶	nr	Músculo	0,186±0,058 ⁶	0,036±0,001 ⁶	Torres et al., 2016
	15				Hígado	0,728±0,089 ⁶	0,098±0,007 ⁶	
Océano Pacífico (Sur del Mar de China)	39	Silvestre	(0,93-1,6)	(27-30) ^c	Músculo	0,043±0,006	0,15±0,02	Gu et al., 2017
Thunnus orientalis								
Océano Pacífico (Baja California)	20	Vivero	11,54±5,31 [£] (7,34-24,95)	88±11 (73-113) ^{a£}	Músculo	0,022 to 0,058 ⁸	na	Lares et al., 2012
Thunnus thynnus								
Océano Atlántico (Portugal)	3	nr ^m	nr	nr	Músculo	0,01±0,0	0,003±0,002 (0,001-0,004)	Djedjibegovic et al., 2020
Mar Mediterráneo	73	Silvestre	3,61±0,47	58,5±2,7	Músculo	0,02±0,01	0,10±0,03	Storelli et al., 2005

(Mar Jónico, Italia)			(2,85-4,36)	(54-62,5) ^c		(0,01-0,04)	(0,07-0,18)	
	73				Hígado	1,50±0,80 (0,06-2,72)	0,21±0,11 (0,11-0,39)	
Mar Mediterráneo (Estrecho de Messina)	14	Silvestre	(50-190)	(162-235) ^c	Hígado	1,19±0,46 (0,38-1,75)	0,31±0,35 (0,06-1,29)	Licata et al., 2005
	14				Músculo	0,03±0,07 (nd-0,26)	0,02±0,06 (nd-0,24)	
Mar Mediterráneo (Mar Tirreno)	20	Silvestre	56,4±34,0 (13-161)	140,5±27,1 (105-218) ^c	Músculo	0,01 (nd-0,03)	0,07 (nd-0,33)	Storelli et al., 2010
Mar Mediterráneo (Sicilia Oeste, Italia)	6	Vivero	35,67±7,87	138,17±9,37 ^b	Músculo	<0,1	<0,2	Vizzini et al., 2010
	6				Hígado	<1,5	<0,3	
	9	Silvestre	28,06±8,41	126,26±11,56 ^b	Músculo	<0,1	<0,2	
	9				Hígado	<1,5	<0,3	
Océano Atlántico (slas Canarias, España)	11	Silvestre	nr	nr	Músculo	0,008 ^o	0,004 ^o	Olmedo et al., 2013
Mar Mediterráneo	43	Vivero	267,5±43,6	224,8±13,0	Sangre	0,011 (nd-0,201)	0,011 (nd-0,385)	Presente estudio
					Cerebro	0,026 (nd-0,972)	0,037 (0,010-1,911)	
					Músculo	0,008 (nd-0,024)	0,029 (nd-1,174)	
					Hígado	8,512 (0,109-32,044)	0,057 (0,008-0,316)	
					Riñón	0,385 (0,220-2,062)	0,063 (0,022-0,229)	
					Hueso	< LD (nd-0,074)	< LD (nd-36,908)	
					Branquias	0,191 (0,009-3,891)	< LD (nd-0,013)	
Thunnus spp.								
Mar Mediterráneo (Italia/Francia)	26	Silvestre ^m	1,2	100 ^b	Músculo	0,01 ^o (0,003-0,02)	0,03 ^o (0,02-0,085)	Yusà et al., 2008
No reportado								
nr	1 pool	nr ^m	nr	nr	Músculo	0,009 ^c	0,007 ^c	Perelló et al., 2014
¥ = peso seco; peso = kg; longitud = cm; Sp = especies; Ref = Referencia; Para longitud: a = longitud furcal (desde la punta de la boca hasta la horquilla); b= longitud total; c= no especificada; δ = error estandard; O= mediana; £ = media geométrica; § = rango de medias geométricas; § = medidas no indicadas; m = obtenidos en mercado; nr = no reportado; na= no analizado; nd = no detectado								

Por otro lado, los resultados obtenidos eran ligeramente inferiores a los descritos por Storelli et al. (2004), pero también se trataba de ejemplares más pequeños, silvestres y de otra especie (*T. alalunga*). Cuando comparamos exclusivamente con ejemplares de la misma especie (*T. thynnus*), se observa que las diferencias volvían a estar en el tamaño, pues los datos descritos por Licata et al. (2005), Storelli et al. (2005), y Vizzini et al. (2010) eran también de ejemplares más pequeños. Finalmente, la concentración hepática de Cd fue superior a la descrita por algunos autores en *T. obesus* (Koffi et al., 2014; Torres et al., 2016) y en *T. albacares* (El-Moselhy et al., 2014; Koffi et al., 2014). Como se observa, no parece existir un patrón de acumulación asociado al peso o a la especie, por lo que otros factores como la alimentación, forma de vida (silvestre versus acuicultura) y la carga de contaminantes en las zonas en las que habitan, podrían explicar estas diferencias.

Con respecto a la concentración de Pb en hígado, la hallada en nuestro estudio fue inferior a la reportada en los estudios consultados (Tabla 13), excepto por Kojadinovic et al. (2007). En el caso de *T. thynnus*, Storelli et al. (2005) y Licata et al. (2005) encontraron en atunes silvestres concentraciones de Pb hepático hasta cinco veces superiores a la encontrada en nuestro estudio, aun tratándose de ejemplares más pequeños. En este sentido, Baptista et al. (2019) indicaron que diversos factores biológicos y ecológicos, tales como la tasa de crecimiento o un cambio ontogénico en las preferencias dietéticas, podrían explicar la falta de un patrón general en la dinámica de los metales en el cuerpo. De hecho, estos autores indican que el crecimiento de todo el cuerpo puede ir acompañado de un aumento en el volumen del hígado, lo que daría lugar a un “efecto dilución” y, por tanto, a una disminución de la concentración de estos metales al aumentar el tamaño del pez.

Solo pudimos encontrar dos estudios que analizaron las concentraciones de estos metales en los riñones, específicamente en *T. albacares* (Koffi et al., 2014 y Kojadinovic et al., 2007) y *T. obesus* (Koffi et al., 2014), sin observarse un patrón común (mayor concentración de Cd en Kojadinovic et al., 2007 y mayor concentración de Pb en Koffi et al., 2014). Además, en el estudio de Kojadinovic et al. (2007) se observa el mismo patrón que lo descrito en el hígado (mayor concentración de Cd y menor de Pb que las encontradas en nuestro estudio), siendo inversa la situación descrita en el estudio de Koffi et al. (2014). Por otro lado, las concentraciones de Cd encontradas en el riñón de otras especies de peces varían en un rango muy amplio, que oscila entre 0,07 y 19,50 $\mu\text{g g}^{-1}$, mientras que en las de Pb la horquilla es mucho más reducida, no superando en muchos casos los 0,1 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Masresha et al., 2021; Popović et al., 2019).

Con respecto al sexo de los animales, se encontraron diferencias estadísticamente significativas (MLG) en la concentración de Cd en hígado y riñón, siendo superior en las hembras (casi el doble en el caso del hígado). Pocos estudios reportan concentraciones de Cd y Pb en tejidos de atún según el sexo y, hasta donde llega nuestro conocimiento, en ningún caso se han descrito diferencias asociadas al sexo en estos tejidos (Kojadinovic et al 2007; Licata et al 2005; Torres et al 2016). No obstante, en un estudio realizado sobre *T. thynnus* procedente del Mar Mediterráneo se muestra una mayor concentración hepática de Cd en hembras, aunque no estadísticamente significativa (Licata et al., 2005). Dada la toxicidad del Cd, se necesitan nuevos estudios para corroborar si esta diferencia asociada al sexo pudiera tener consecuencias en la salud de las hembras de esta especie, ya que en otras especies se ha descrito una mayor concentración renal y hepática en hembras y diferencias en sus efectos asociadas al sexo (por ejemplo, en humanos, Nishijo et al., 2004).

Por otro lado, no encontramos diferencias estadísticamente significativas en la concentración de Pb entre riñón e hígado (Figura 28). Sin embargo, la concentración de Cd fue superior ($p < 0,05$) en hígado con respecto al riñón (Tabla 9, Figura 27). Algunos autores indican que el Cd se acumula fácilmente en los tejidos de los peces, teniendo gran afinidad por hígado y riñón (ej. Cao et al. 2012; Ghedira et al. 2010; Wu et al. 2007). Estos autores describen un claro patrón en dicha distribución con una mayor concentración en hígado que en riñón tras exposiciones a altas concentraciones (acumulándose primeramente en hígado), y una mayor acumulación en riñón tras exposiciones prolongadas a bajas concentraciones (Bonda et al., 2007; De Conto Cinier et al., 1997; Kondera et al., 2014). Según Khaled (2004), el Cd es difícil de excretar del hígado, una vez que es acumulado. Todo esto justificaría las altas concentraciones hepáticas encontradas en los atunes de nuestro estudio, aun siendo inferiores a las descritas en *T. albacares* por Kojadinovic et al. (2007) y Araújo y Cedeño-Macias (2016). En este sentido hay que tener en cuenta que la acumulación tisular de los metales depende de factores como el área geográfica y concentración del metal, vía de entrada y tiempo de exposición, pero también de otros como la especie, edad y metabolismo de los tejidos (Bielmyer et al. 2006; Bonda et al. 2007). *Thunnus thynnus* es una especie con una alta tasa metabólica, a lo que se une el hecho de que es alimentado intensamente con especies de pequeños pelágicos, por lo que futuros estudios deberían considerar el análisis de Cd en la alimentación durante la fase de engorde.

Algunos autores indican que el Cd en hígado se relaciona positivamente con la edad del pez (Eisler, 2010) o con su longitud furcal (Ploetz et al. 2007). Curiosamente la concentración hepática de Cd se relacionó negativamente con el

peso de los atunes objeto de estudio, aunque dicha correlación no se mantuvo en el análisis para cada sexo (Tabla 10). Quizá el denominado “efecto dilución”, ritmo de crecimiento tisular superior a la incorporación de elementos traza, descrito por Baptista et al. (2019) podría explicar esta negativa y/o ausencia de correlaciones en los ejemplares estudiados, los cuales reciben una alimentación intensiva durante el periodo de engorde. Otros autores (Kojadinovic et al., 2007) asocian este efecto a la edad del animal, debido a que la actividad metabólica es mayor en los ejemplares jóvenes (Canli y Atli, 2003), y la tasa de absorción de contaminantes está positivamente relacionada con la tasa metabólica.

5.3.2.2. BRANQUIAS

Las branquias fueron el tercer tejido en cuanto a concentración de Cd (Tabla 9), aunque en el caso de los ejemplares macho no había diferencias de concentración con el riñón (Figura 27). No hemos encontrado estudios en los que se muestre la concentración de estos metales en branquias de *T. thynnus*. Algunos autores indican que las branquias es el principal lugar de absorción de metales transportados por el agua, aunque se trata de un tejido de acumulación temporal ya que desde aquí se transfiere vía sanguínea a otros órganos, principalmente a hígado y riñón (Kraemer et al., 2005; Wu et al. 2007). Con respecto a los metales analizados en el presente estudio, a diferencia del Cd que como se ha mencionado anteriormente, puede proceder fundamentalmente de la alimentación, el Pb lo hace también a través del agua (Dobaradaran et al., 2010; Meng et al., 2014; Taweel et al., 2013). Esto provoca que la concentración de Pb en este tejido sea superior a la del Cd (ej. El Moselhy et al., 2014; Koffi et al., 2014). Sin embargo, en nuestro estudio solo un ejemplar presentó Pb en branquia por encima del límite de detección, mientras que el Cd estuvo presente en el 100% de las muestras. Como se ha indicado anteriormente, diversos factores (competencia por mecanismos de entrada en las membranas, interacción del Pb con materia orgánica, presencia de metalotioneína) podrían estar asociados a este resultado. Finalmente, la concentración de Cd encontrada en el presente estudio en *T. thynnus* fue inferior a la reportada por El-Moselhy et al. (2014) en numerosas especies, incluyendo a *T. albacares* del Mar Rojo, pero superior a las indicadas por Koffi et al. (2014) en *T. albacares* y *T. obesus*.

5.3.2.3. MÚSCULO

El músculo fue uno de los tejidos que menos Cd acumuló (Figura 27), siendo la concentración de Pb inferior a la encontrada en hígado e intermedia a la encontrada en el resto de tejidos (Figura 28), coincidiendo con lo descrito en otros

estudios (Tabla 13). Para este metal, Storelli et al. (2005) encuentran en *T. thynnus* del Mar Mediterráneo el doble de concentración hepática que muscular, una proporción similar a la encontrada en nuestro estudio. Por otro lado, la mayoría de los estudios consultados muestran una concentración muscular de Cd superior a la de Pb (Tabla 13), no coincidiendo con los resultados obtenidos en nuestro estudio (Tabla 9). Esto podría deberse a diversos factores, ya indicados anteriormente, como el peso de los ejemplares, su origen (silvestre vs. acuicultura) o la especie y área de procedencia. No obstante, en el estudio realizado por Storelli et al. (2010) sobre *T. thynnus* de elevado peso (hasta 161 kg) y capturados en el Mar Mediterráneo también se observó una mayor concentración muscular de Pb que de Cd. En nuestro estudio, la concentración de Cd encontrada en este tejido fue similar a las reportadas en *T. alalunga* (Besada et al., 2006), *T. albacares* (Besada et al., 2006; Ruelas-Inzunza et al., 2012; Koffi et al., 2014), *T. obesus* (Besada et al., 2006; Koffi et al., 2014), *T. thynnus* (Djedjibegovi et al., 2020; Olmedo et al., 2013; Storelli et al., 2010), *Thunnus spp* (Yusa et al., 2008) y en atunes cuya especie no fue especificada (Perelló et al., 2014), e inferior a las reportadas por el resto de autores incluidos en la Tabla 13.

En el caso del Pb se detectó una concentración superior a la descrita para *T. albacares* (Chouvelon et al., 2017; Kojadinovic et al., 2007; Ruelas-Inzunza et al., 2014), *T. thynnus* (Djedjibegovi et al., 2020; Olmedo et al., 2013) y en el grupo de especie no determinada (Perelló et al., 2014), siendo similar o inferior a la descrita en el resto de estudios. Este tejido es el de mayor importancia desde el punto de vista alimentario, siendo la concentración máxima de Cd y Pb permitida para esta especie de 0,1 y 0,3 mg/kg (peso fresco) respectivamente (Reglamento 2023/915). En los ejemplares estudiados ninguno superó estos valores, estando 10 veces por debajo de los valores máximos permitidos. Finalmente, y al igual que lo reportado en otros estudios (Chen et al., 2018; Chouvelon et al., 2017; Kojadinovic et al., 2007; Licata et al., 2005; Stamatis et al., 2019; Torres et al., 2016), no encontramos diferencias estadísticas en la concentración muscular de Cd y Pb entre sexos.

5.3.2.4. CEREBRO

El Cd y Pb pueden entrar en el cerebro de los peces y provocar efectos neurológicos (Green y Planchart, 2017; Lee et al., 2019; Liu et al., 2022). En peces expuestos experimentalmente a estos metales, el cerebro es el tejido en el que se han descrito concentraciones más bajas de este metal (ej. Hwang et al., 2016; Vergauwen et al., 2013), aunque el patrón de distribución dependía de factores como dosis, tiempo de exposición, especie y vía de entrada. Sin embargo, pocos

estudios muestran la acumulación de estos metales en el cerebro de túnidos. En nuestro estudio, la concentración de Pb en cerebro era similar a la encontrada en músculo y superior a la encontrada en hueso y branquia (Figura 28), no coincidiendo en el patrón de distribución tisular del Pb con lo descrito por Koffi et al. (2014) en diversas especies de atunes. En el caso del Cd (Figura 27), el patrón de distribución sí se ajustaba a lo descrito por dichos autores. Por otro lado, la concentración de Pb fue significativamente mayor que la del Cd en la población completa, coincidiendo con lo descrito por Koffi et al. (2014), pero este patrón no se presentó en las hembras, por lo que las diferencias asociadas al sexo deberían ser tenidas en cuenta en cualquier estudio de biomonitorización de la contaminación ambiental.

5.3.2.5. SANGRE

Con respecto a la sangre, la concentración de ambos metales en este fluido fue baja (Tabla 9, Figura 27 y 28). La sangre es considerada como un indicador de utilidad en los estudios de seguimiento de contaminantes marinos (Breckenridge et al., 2002), aunque su uso no está generalizado. De hecho, algunos estudios se han enfocado en el Pb (ej. Nakagawa et al., 1995), pero raramente se han explorado otros elementos, y hasta donde sabemos, ninguno se ha llevado a cabo en túnidos. En un estudio realizado por Brumbaugh et al. (2005) se muestra la concentración de Cd y Pb en sangre de varias especies de peces, siendo muy similar a las encontradas en el presente estudio en el caso del Cd, y solo en algunos casos con las de Pb. Las muestras de sangre son consideradas como difícil de obtener, pero en el caso de atunes para consumo humano son muestras más accesibles por la existencia de los viveros de engorde, sirviendo de gran utilidad para conocer la exposición en el momento del sacrificio para el consumo.

Por otro lado, la concentración de ambos metales estaba correlacionada en la sangre (Tabla 12), por lo que se podría pensar en una entrada simultánea de Cd y Pb, y posteriormente una distribución y acumulación diferente para cada tejido. Sin embargo, no había ninguna correlación entre la concentración sanguínea de Pb y la de los tejidos, y en el caso del Cd, ésta se produjo de forma diferente entre machos y hembras (Tabla 10). Además, solo en las hembras existía una correlación entre la concentración sanguínea de Cd y los datos biométricos. Por tanto, de nuevo el sexo de los ejemplares marca diferencias en cuanto a la cinética de estos elementos.

5.3.2.6. HUESO

En hueso, Cd y Pb fueron detectados en pocos especímenes (Cd: 13 atunes, 6 machos y 7 hembras; Pb: 5 atunes, 3 machos y 2 hembras). En estos ejemplares, sus concentraciones estaban por debajo de 0,074 y 0,193 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente, excepto para un macho de 296 kg con 36,908 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Pb. El Pb es un elemento habitualmente presente en el hueso de otros grupos taxonómicos, en concentraciones que pueden ser elevadas (ej. Cortés-Gómez et al., 2018; Mulero et al., 2016), mientras que la concentración ósea de Cd suele ser menor (ej. Kim et al., 2007, Kim y Oh, 2015).

El hueso es lugar de almacenamiento de Pb en exposiciones crónicas (Kakkar y Jaffery, 2005), y es un tejido donde aparece el efecto de la exposición a Cd, tanto de forma directa como a través de una disfunción renal, con alteración del metabolismo del Ca (Berglund et al., 2000; Kessabi et al., 2009). A pesar de la importancia de este tejido y su relación con estos metales, no hemos encontrado estudios en atún en los que se muestre la concentración ósea de estos elementos. En otras especies del Mar Mediterráneo (*Mullus barbatus*, *Merluccius merluccius*, *Micromesistius poutassou* y *Scomber scombrus*) se han descrito concentraciones de Cd en hueso entre 0,02 y 0,04 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso fresco), y entre 0,03 y 0,23 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso fresco) de Pb (Perugini et al., 2014), las cuales son similares a las detectadas en nuestro estudio en los ejemplares con concentración por encima del LD (con excepción del ejemplar citado anteriormente con alta concentración de Pb).

Otros estudios en peces muestran al hueso como un importante tejido de acumulación cuando la exposición a Pb es alta (Łuszczek-Trojnar et al., 2012; Mariussen et al. 2017), con concentraciones que superan los 5 $\mu\text{g g}^{-1}$ en estudios experimentales (Łuszczek-Trojnar et al., 2012) y llegando hasta los 104 $\mu\text{g g}^{-1}$ en zonas contaminadas (Mariussen et al. 2017).

Algunos autores muestran una posible relación entre deformidades óseas y concentraciones de Cd en hueso, con concentraciones de Cd superiores a las encontradas en nuestro estudio, tanto en peces silvestres (Kessabi et al., 2009) como en exposiciones experimentales (Berntssen et al., 2003; Boughammoura et al., 2013). En este sentido, cabría pensar que en los atunes estudiados no se ha estado produciendo una exposición crónica a estos elementos a altas concentraciones.

5.4. Concentración de metales, tejidos y datos biométricos

Entre tejidos, no encontramos ninguna correlación para el Pb, y en el caso del Cd, la relación variaba diferente según el sexo (Tabla 10, Figuras 29 y 30). Como se puede observar, la sangre y el hueso fueron los tejidos con más asociaciones en los machos, seguido del riñón, mientras que en hembras fueron la branquia y el riñón, seguido del cerebro, hígado y músculo. En todos los casos, excepto la relación sangre/hueso de los machos, la correlación también se presentaba al analizar la población en su totalidad, por lo que un análisis en el que no se considere los sexos por separado daría una información sesgada, al ser solo uno de los sexos el que aporta significación estadística a la correlación.

Finalmente, la relación entre la concentración tisular de metales y la biometría de los atunes ha sido descrita en diversos estudios, pero solo para el músculo, no existiendo un patrón concreto: correlación positiva para la concentración de Cd con el peso (Stamatis et al., 2019; Ruelas-Inzunza et al., 2012) y con la talla (Kojadinovic et al., 2007), y negativa con el índice de condición (Lares et al., 2012); correlación positiva entre la concentración de Pb y el peso (Ruelas-Inzunza et al., 2012), y ausencia de correlación (Araújo y Cedeño-Macias, 2016; Besada et al., 2006; Storelli et al., 2004; Torres et al., 2016). En *T. thynnus*, Vizzini et al. (2010) describían una correlación positiva para el Pb y ausencia de correlación para el Cd. La ausencia de una relación entre la concentración de estos metales, la talla y el peso de los peces (Tabla 10) muestran un dato de interés en términos de seguridad alimentaria, al no poderse asociar un aumento del riesgo por estos contaminantes con el tamaño de los atunes.

5.5. Conclusión

Los resultados expuestos en este capítulo revelan que el Cd y Pb presentan una cinética de distribución y acumulación diferente entre sí y dependiente del sexo de *T. thynnus*. En el caso del Cd, la secuencia de tejidos en función de su concentración estaba muy bien definida e individualizada en la población completa, mientras que en machos y hembras encontrábamos compartimentos que agrupaban a algunos tejidos, no coincidiendo en ambos sexos. Para este metal destaca la alta concentración encontrada en el hígado, mientras que en hueso, sangre, cerebro y músculo las concentraciones fueron muy bajas, mostrando la mayor importancia en términos de biomonitorización el hígado, el riñón y las branquias. Por ello, el papel del sexo en la cinética y en las relaciones entre tejidos debería ser considerada en futuros estudios sobre este elemento, ya que un análisis en el que no se consideren los sexos por separado podría aportar una

información sesgada, al ser solo uno de los sexos el que aporta significación estadística a las relaciones entre tejidos.

En el caso del Pb las concentraciones encontradas en sangre y tejidos fueron muy bajas, destacando el bajo porcentaje de ejemplares con concentración detectable en hueso y branquias. Al igual que en el caso del Cd, la secuencia de tejidos en función de la concentración de Pb fue similar entre sexos. La ausencia de correlaciones entre tejidos permite considerar una cinética de distribución más homogénea entre sexos. Sin embargo, se encontraron diferentes agrupaciones entre los tejidos con mayor concentración de Pb (riñón, hígado, cerebro y músculo), por lo que también se debería considerar el sexo de los ejemplares en futuros estudios de presencia de este metal en la especie.

Respecto a la seguridad alimentaria, la baja concentración de Cd detectada en músculo, por debajo del límite máximo permitido por la legislación europea para todos los ejemplares, permite considerar seguro su consumo con respecto a este metal. En el caso del Pb solo dos ejemplares superaron este límite, aunque su consumo no parece indicar un riesgo para el consumidor. Además, la ausencia de una relación entre la concentración de estos metales, la talla y el peso de los peces impide asociar un aumento del riesgo por estos contaminantes con el tamaño de estos atunes.

6. CAPÍTULO 3. Efecto de las condiciones hidrodinámicas y del tiempo de engorde en la acumulación muscular de metales pesados (Pb, Cd y Hg) en atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*)

6.1. Resumen

En este capítulo se investiga cómo las condiciones hidrodinámicas y el tiempo de engorde afectan la acumulación de metales pesados (Pb, Cd y Hg) en el atún rojo, utilizando datos recogidos en 2021 y 2022 en dos localizaciones: San Pedro del Pinatar y El Gorguel (Cartagena). Se analizaron variables como la velocidad del viento, la temperatura, el oleaje y las corrientes marinas, destacando variaciones significativas en estas condiciones entre ambas localidades.

Los resultados indican que estas diferencias hidrodinámicas influyen notablemente en la resuspensión de sedimentos y la disponibilidad de metales en el agua, con niveles de Hg más altos en los atunes capturados en 2021 y mayores concentraciones de Pb y Cd en 2022. La acumulación de estos metales mostró variaciones estadísticamente significativas no solo entre años, sino también entre localizaciones.

Se emplearon técnicas estadísticas como el ACP y el ADC para elucidar las relaciones entre las condiciones ambientales y la acumulación de metales. Los hallazgos sugieren que las fluctuaciones en la concentración de metales podrían estar vinculadas a cambios en las condiciones hidrodinámicas, exacerbados potencialmente por el calentamiento global y otros factores ambientales.

En conclusión, el estudio destaca la importancia crítica de las condiciones hidrodinámicas en la bioacumulación de metales pesados en el atún rojo, subrayando las implicaciones para la seguridad alimentaria y la gestión ambiental en la acuicultura marina. Esta investigación proporciona bases para futuros estudios que evalúen el impacto del cambio climático en los ecosistemas marinos y en la acuicultura.

6.2. Resultados

6.2.1. Estudio de las condiciones hidrodinámicas

6.2.1.1. DATOS DE VIENTO

La Figura 31 representa la velocidad media del viento obtenida del conjunto de datos históricos de series temporales de parámetros de viento y oleaje procedentes de modelado numérico con cadencia horaria (SIMAR), (https://bancodatos.puertos.es/BD/informes/INT_8.pdf), para el mismo periodo considerado para el registro de datos de temperatura, oleaje y corrientes de ambas boyas oceanográficas.

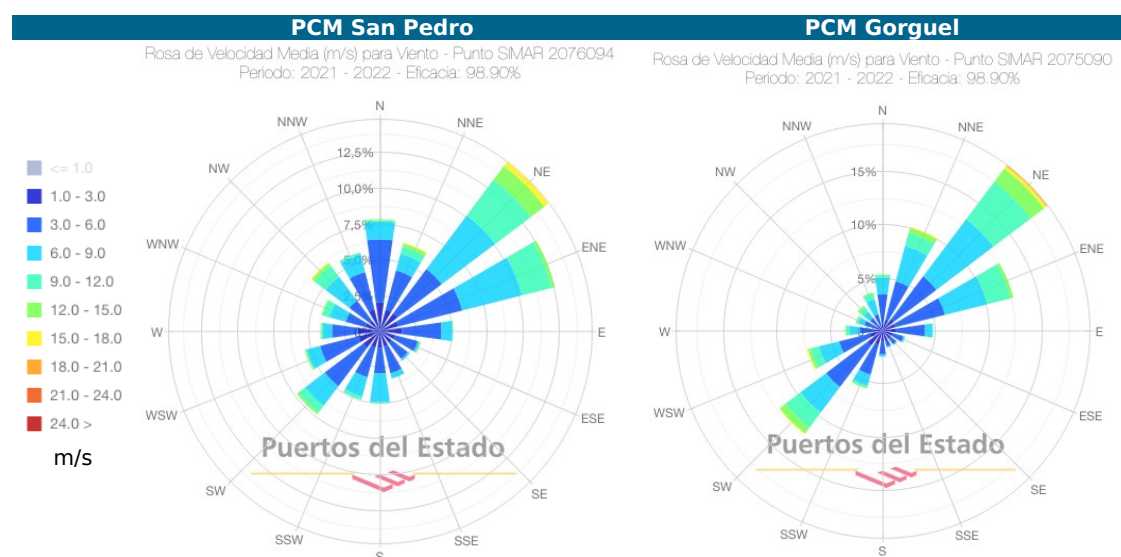


Figura 31: Rosa de viento para el periodo 2021 a 2022. Los ángulos representan direcciones de procedencia del viento, las longitudes de las barras reflejan la frecuencia de ocurrencia, y los colores del histograma indican la velocidad media del viento expresado en m/s. El criterio de direcciones es N = 0, E = 90, S = 180, W = 270. Fuente: Puertos del Estado (<https://www.puertos.es/es-es/oceanografia/Paginas/portus.aspx>)

Para los dos años considerados (2021-2022), los valores medios registrados se concentran en el eje de alternancia NE-SO, más definido en la zona del PCM-EG, y con mayor variabilidad en el PCM-SP. Las velocidades máximas también coincidieron sobre este eje NE-SO, aunque en la zona del PCM-SP también se daban vientos fuertes con procedencia de componente N-NO. Las velocidades medias que proceden del NE con más frecuencia fueron entre 3 y 4,5 m/s (6-9 nudos) y 4,5-6 m/s (9-11 nudos), para el PCM-SP y PCM-EG respectivamente. Por lo tanto el régimen medio de vientos es ligeramente superior en la posición del PCM-EG, aunque debido a que se encuentra más próximo a tierra y que estos datos proceden de un modelo numérico que no considera el efecto de protección costera, la realidad podría ser muy diferente.

(https://bancodatos.puertos.es/BD/informes/INT_8.pdf). Del mismo modo, los vientos medios procedentes de SW, también son más fuertes y frecuentes en el caso del PCM-EG 4,5 m/s (9 nudos), respecto del PCM-SP, que son más frecuentes los de procedencia S de 3 m/s (6 nudos).

6.2.1.2. DATOS DE OLEAJE

Las variables estudiadas fueron el periodo pico de ola, la altura significativa y la altura máxima de ola.

El periodo pico de ola, es decir, el tiempo en segundos que separa dos crestas de ola, fue la variable utilizada para diferenciar el tipo de oleaje. Periodos por encima de 10 segundos señalan eventos de mar de fondo, con oleaje formado a mucha distancia de costa por grandes borrascas. Por el contrario, periodos inferiores a 10 segundos indican oleaje formado por el régimen de brisas locales. Los resultados para esta variable se muestran en la Tabla 14 y en la Figura 32. Del total de registros de 2021, el 1,70 y el 1,45% (San Pedro del Pinatar y El Gorguel respectivamente) superaron los 10 segundos, con medias de 12,93 y 14,23; en 2022 esos porcentajes fueron 3,76 y 3,20, con medias de 15,76 y 15,63 segundos respectivamente.

Tabla 14. Pico de ola (segundos) para cada localización y año de estudio.

		n	Mediana	Mínimo	Máximo
2021	San Pedro del Pinatar	6.924	5,80	1,75	18,28
	El Gorguel	6.955	5,55	1,49	18,28
2022	San Pedro del Pinatar	7.022	5,21	1,79	18,28
	El Gorguel	7.059	5,21	1,70	18,28

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas al comparar el oleaje en cada localización entre los dos años analizados, así como diferencias en el oleaje entre las dos localizaciones tanto en el 2021 como en el 2022.

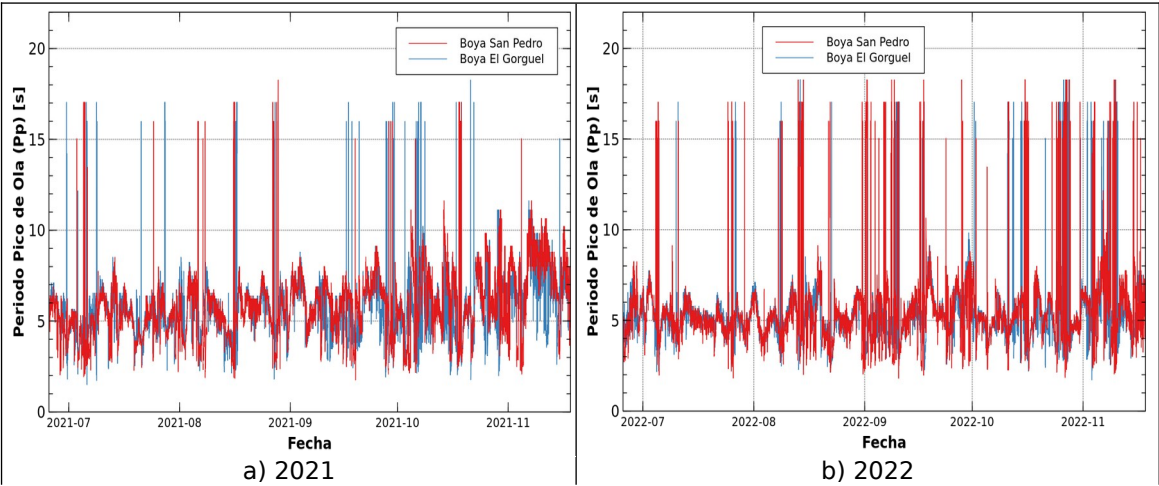


Figura 32. Serie temporal del pico de ola para ambas localizaciones.

La Tabla 15, la Figura 33 y la 34 muestran la altura significativa de la ola, es decir, la media aritmética del tercio con mayor altura de olas registradas en un periodo de 30 minutos. La mayoría del oleaje se produjo en ambas localizaciones y años de estudio por debajo de un metro de altura.

Tabla 15. Altura significativa de ola (m) para cada localización y año de estudio.

		n	Mediana	Mínimo	Máximo
2021	San Pedro del Pinatar	6.924	0,58	0,15	2,58
	El Gorguel	6.955	0,54	0,17	1,95
2022	San Pedro del Pinatar	7.022	0,43	0,14	2,13
	El Gorguel	7.059	0,49	0,14	1,78

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas al comparar el oleaje en cada localización entre los dos años analizados, así como diferencias en el oleaje entre las dos localizaciones tanto en 2021 como en 2022.

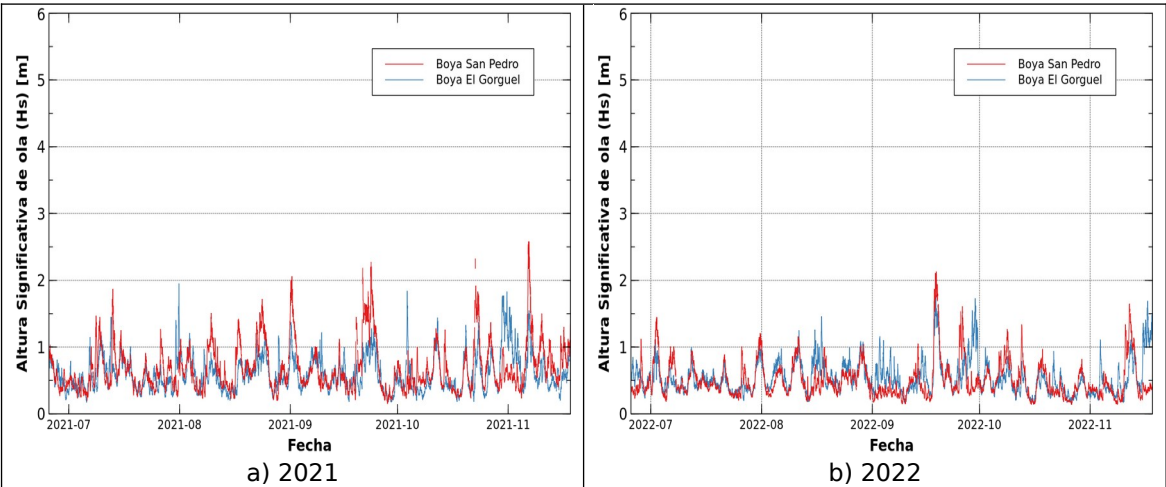


Figura 33. Serie temporal de la altura significativa de ola (Hs) para ambas localizaciones.

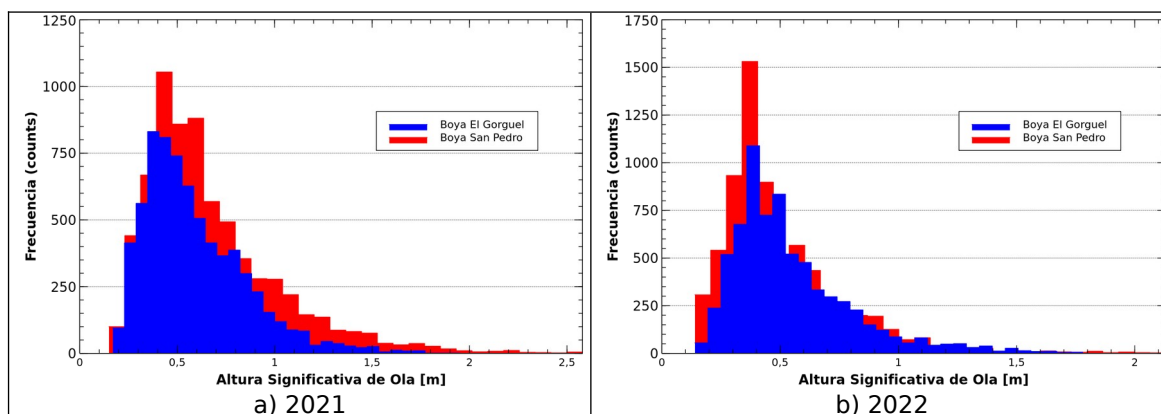


Figura 34. Histograma de frecuencia de ocurrencia de altura de ola significativa.

La Tabla 16, las Figuras 35 y 36 muestran el análisis de la altura máxima de la ola (H_{max}), es decir, el valor máximo registrado durante los periodos de 30 minutos registrados para el cálculo de la ola significativa. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas al comparar el oleaje en cada localización entre los dos años analizados, así como diferencias en el oleaje entre las dos localizaciones tanto en el 2021 como en el 2022. Cabe destacar el dato de altura máxima registrada en la boya de San Pedro del Pinatar de 4,17 m en 2021.

Tabla 16. Altura máxima de ola (m) para cada localización y año de estudio.

		n	Mediana	Mínimo	Máximo
2021	San Pedro del Pinatar	6.924	1,00	0,28	4,17
	El Gorguel	6.955	0,92	0,30	3,26
2022	San Pedro del Pinatar	7.022	0,74	0,23	3,50
	El Gorguel	7.059	0,83	0,25	3,04

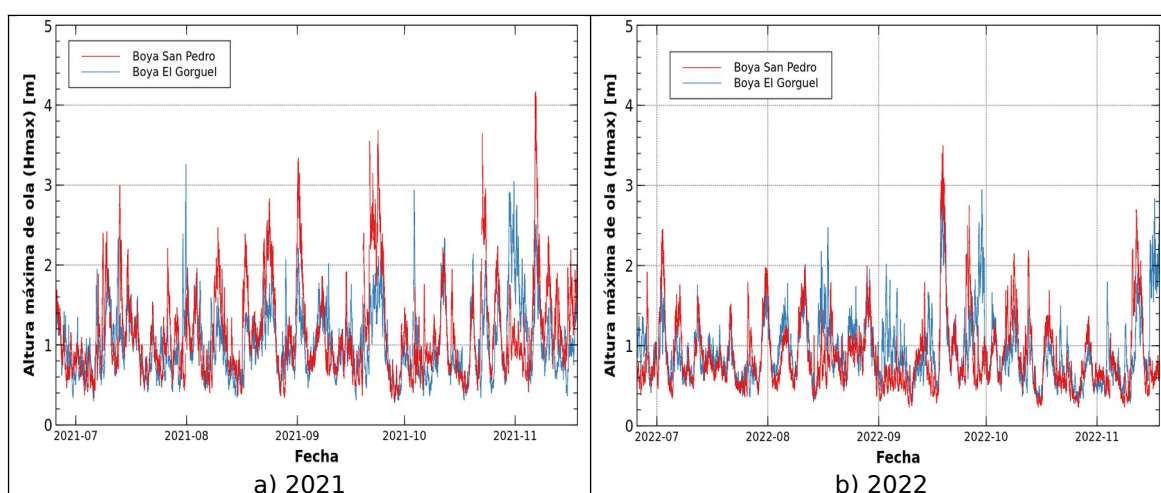


Figura 35. Serie temporal de la altura máxima de ola para ambas localizaciones.

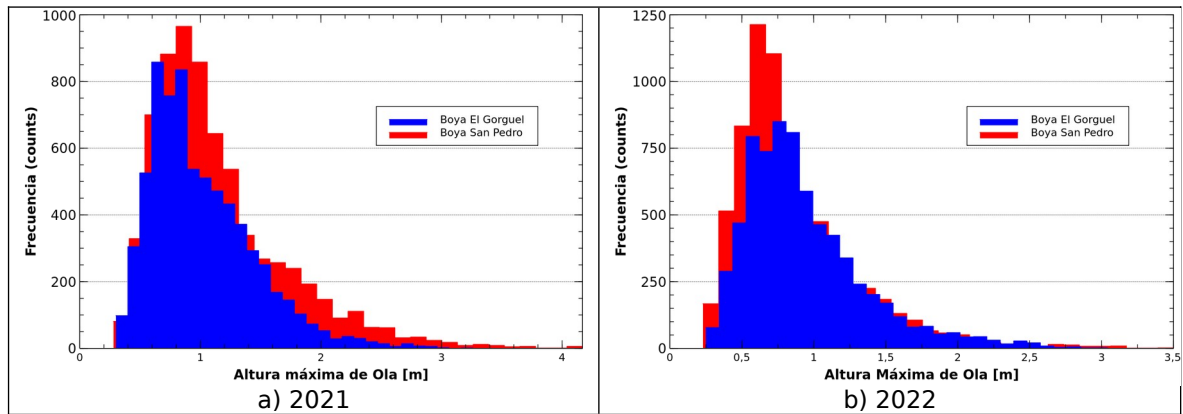


Figura 36. Histograma de frecuencia de ocurrencia de altura máxima de ola.

En el presente documento, las rosas de viento y oleaje muestran la dirección de procedencia, y en el caso de las corrientes marinas, la dirección de propagación o hacia la que está soplando el viento.

A continuación se muestran las rosas de direcciones de procedencia del oleaje en los periodos de estudio (Figura 37).

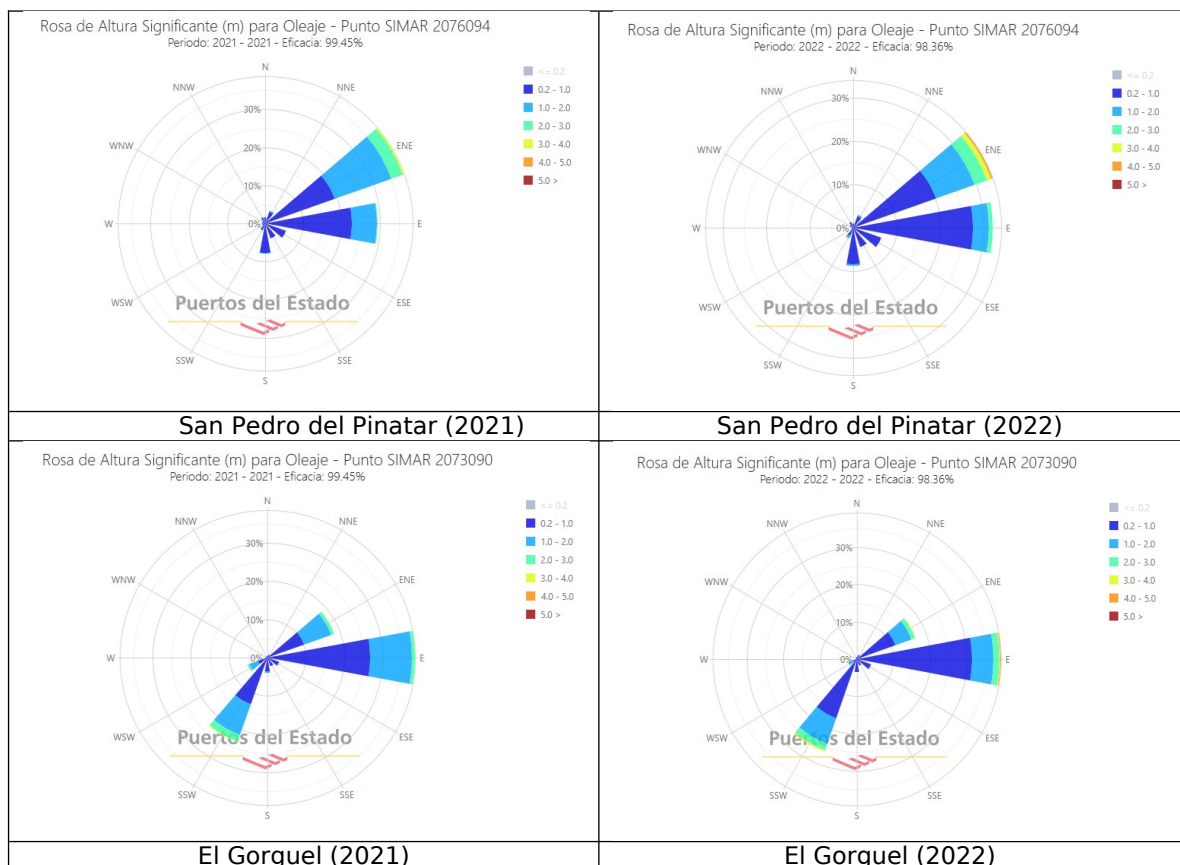


Figura 37. Rosa de dirección de procedencia del oleaje para cada año y localización.

A modo resumen, cabe destacar que el oleaje fue mayor en 2021. Entre localizaciones el resultado no fue uniforme, ya que en San Pedro del Pinatar fue mayor en 2021 y en El Gorguel en 2022.

6.2.1.3. CORRIENTES MARINAS

Los resultados correspondientes a las corrientes marinas se muestran en las Tablas 17 y 18.

Tabla 17. Velocidad (nudos) de las corrientes marinas a diferentes profundidades.

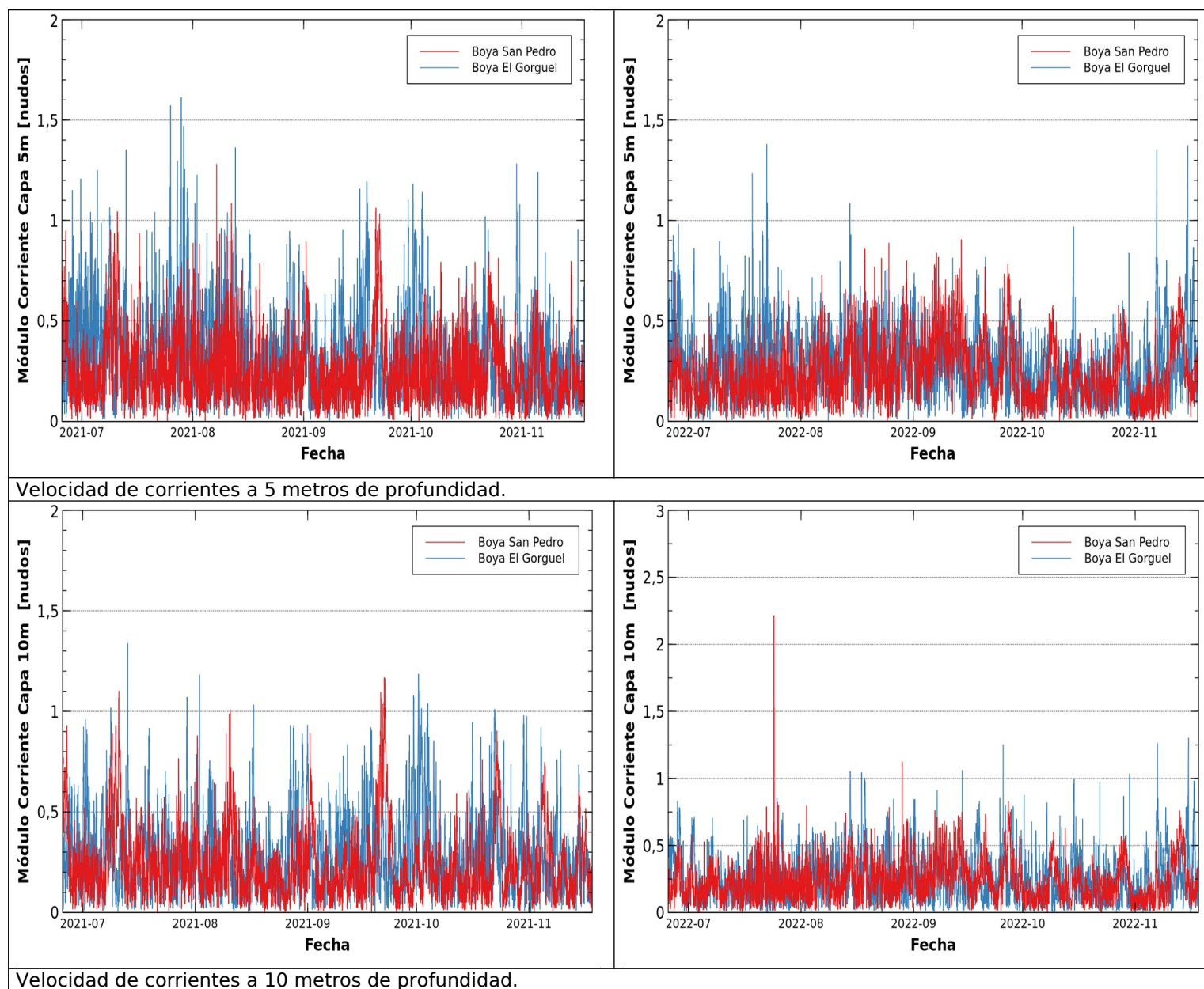
			5 m	10 m	15 m	25 m
2021	San Pedro del Pinatar (n=7.009)	Mediana	0,224	0,202	0,196	0,204
		Mínimo	0,000	0,002	0,000	0,000
		Máximo	1,281	1,168	1,538	3,223
	El Gorguel (n=7.009)	Mediana	0,303	0,257	0,227	0,177
		Mínimo	0,002	0,002	0,002	0,000
		Máximo	1,613	1,339	1,716	1,662
2022	San Pedro del Pinatar (n=7.074)	Mediana	0,214	0,208	0,200	0,212
		Mínimo	0,000	0,002	0,000	0,000
		Máximo	0,906	2,216	3,126	5,361
	El Gorguel (n=7.075)	Mediana	0,268	0,222	0,190	0,161
		Mínimo	0,004	0,000	0,000	0,002
		Máximo	1,380	1,302	1,658	1,541

Tabla 18. Diferencias estadísticamente significativas entre años para cada localización y entre localizaciones para cada año. Se indica el valor superior solo en el caso de $p < 0,05$.

Comparación	Mayor en
a) Comparativa entre años para una misma localización	
San Pedro del Pinatar (2021/22)	
Vel. 5 m	2021
Vel. 10 m	-
Vel. 15 m	-
Vel. 25 m	2022
El Gorguel (2021/22)	
Vel. 5 m	2021
Vel. 10 m	2021
Vel. 15 m	2021
Vel. 25 m	2021
b) Comparativa entre localizaciones para cada año	
San Pedro del Pinatar/El Gorguel (2021)	
Vel. 5 m	El Gorguel
Vel. 10 m	El Gorguel
Vel. 15 m	El Gorguel
Vel. 25 m	San Pedro del Pinatar
San Pedro del Pinatar/El Gorguel (2022)	
Vel. 5 m	El Gorguel
Vel. 10 m	El Gorguel
Vel. 15 m	San Pedro del Pinatar
Vel. 25 m	San Pedro del Pinatar

La Figura 38 muestra la serie temporal de las corrientes marinas para cada profundidad, año y localización. La Figura 39 representa los histogramas de frecuencia de ocurrencia del módulo de corrientes marinas.

Figura 38. Series temporales de velocidad de corrientes marinas a profundidades de 5, 10, 15 y 25 m para San Pedro del Pinatar y El Gorguel.



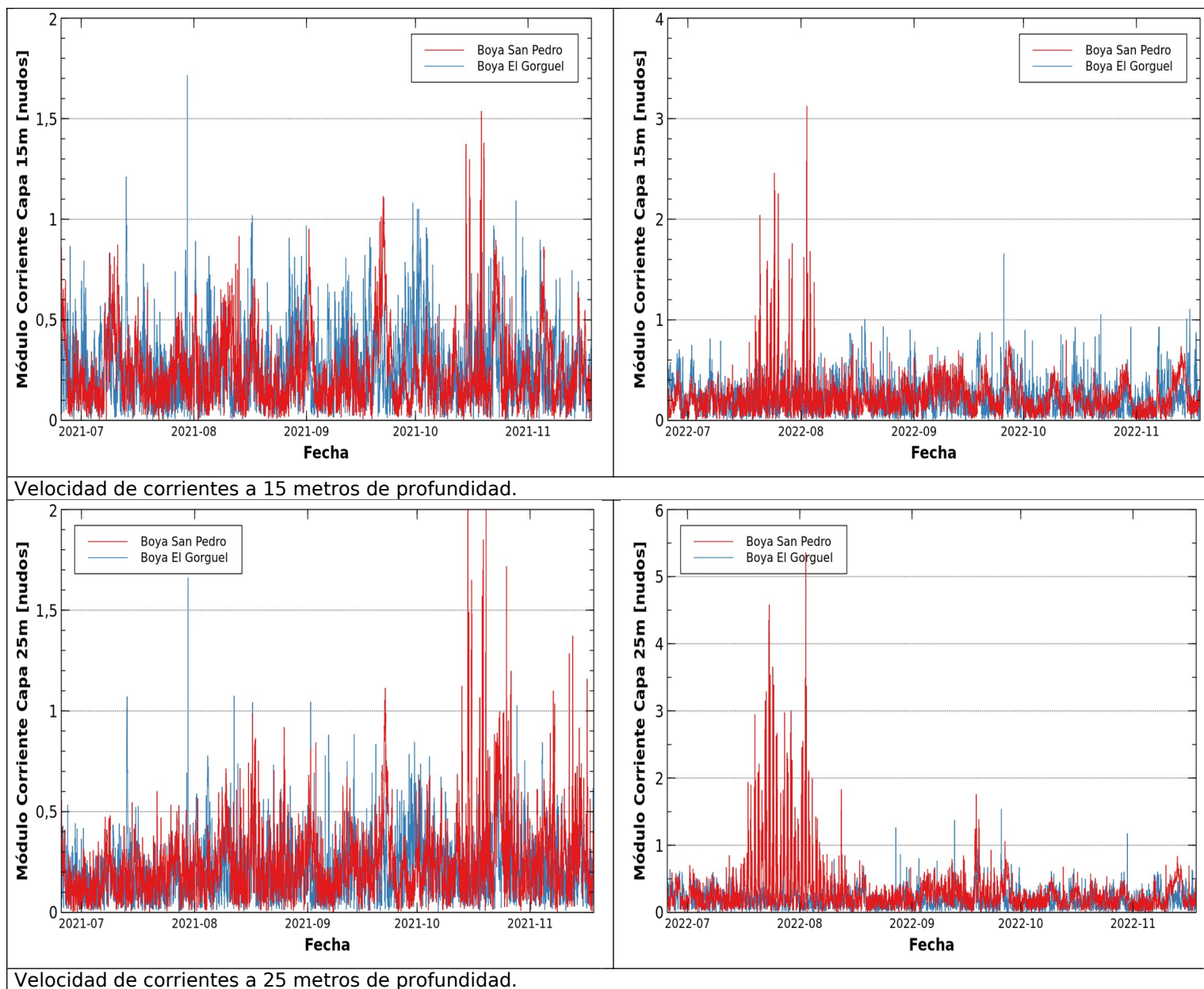
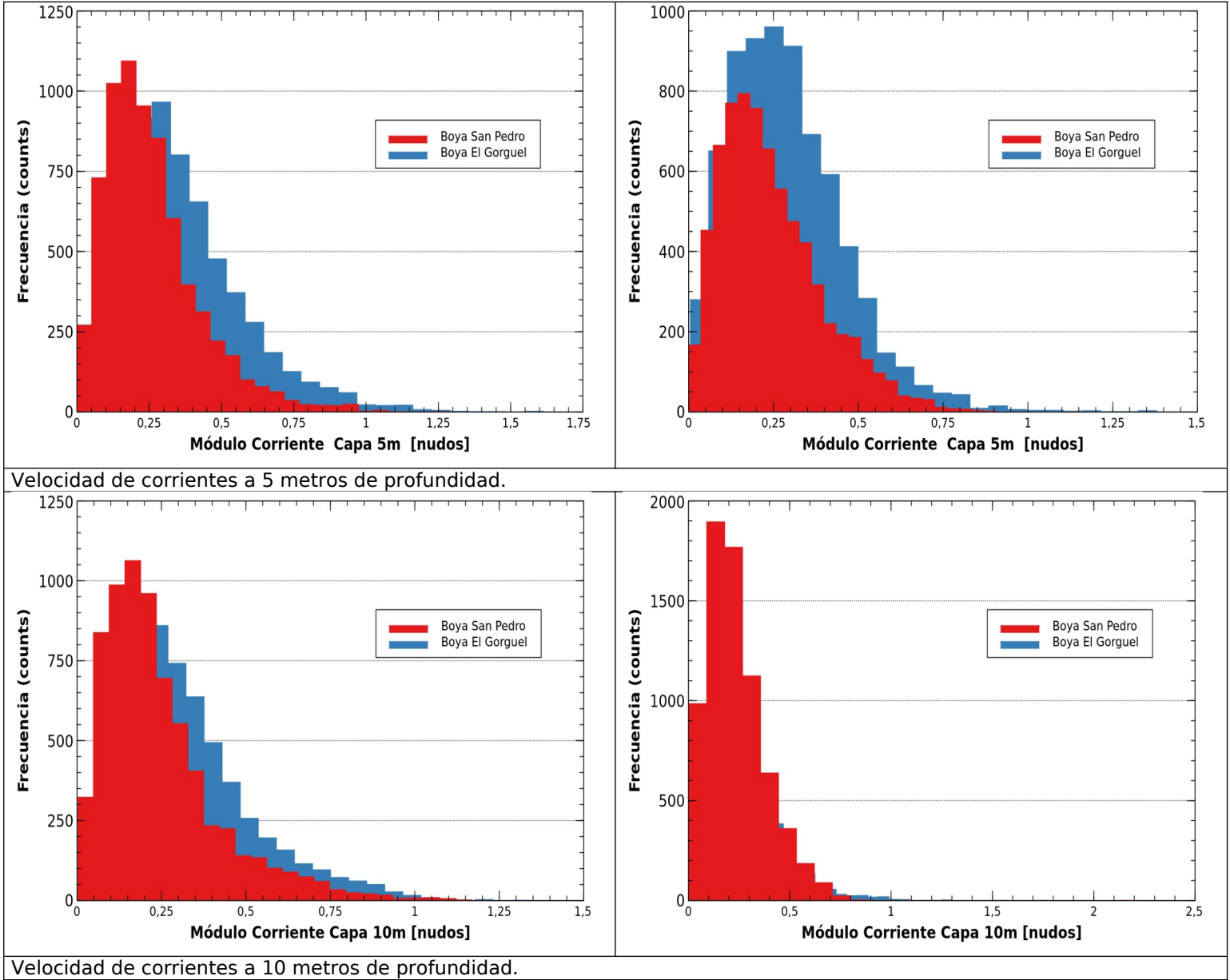
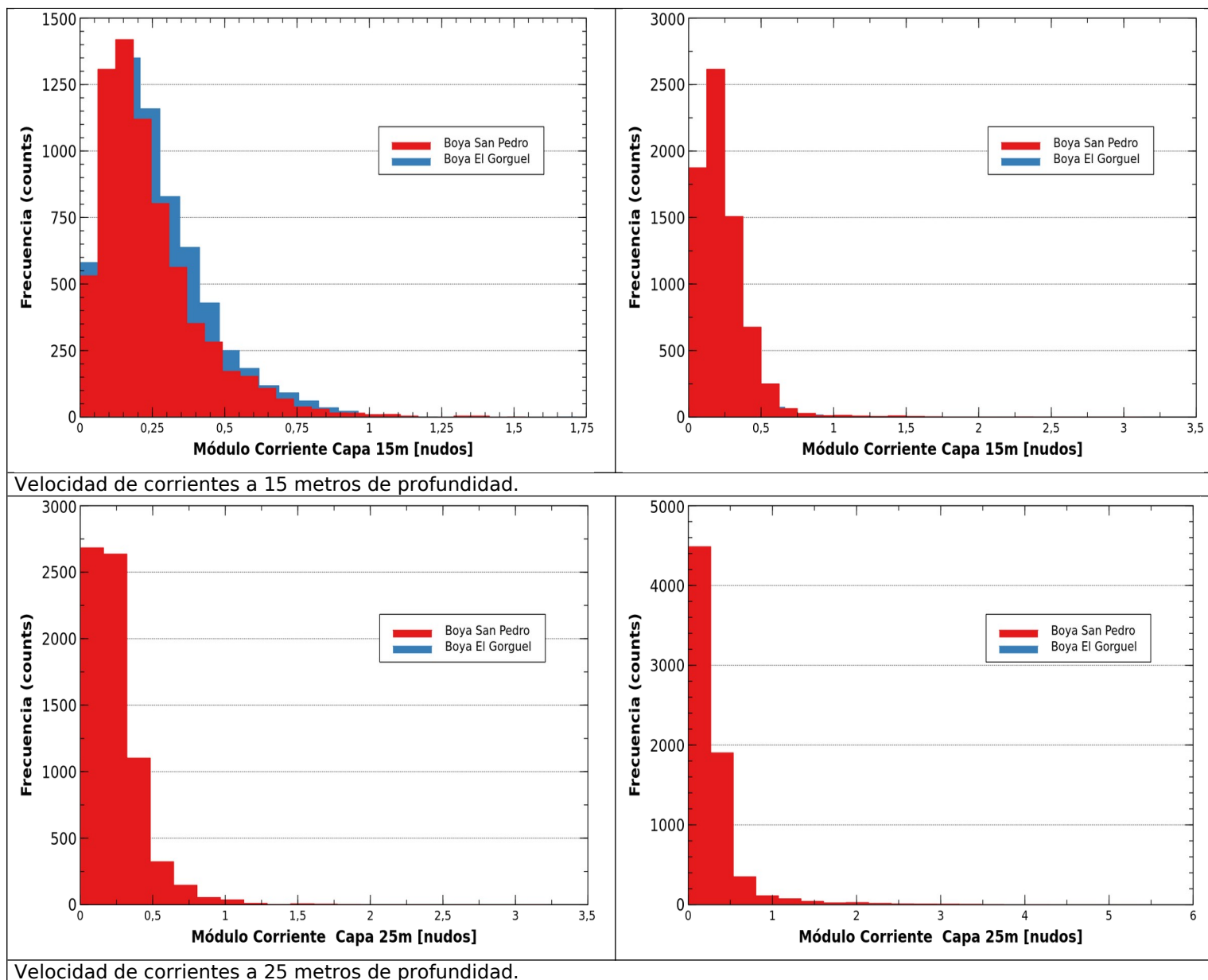


Figura 39. Histogramas de frecuencia de ocurrencia del módulo de corrientes marina a profundidades de 5, 10, 15 y 25 m para San Pedro del Pinatar y El Gorguel en los años 2021 y 2022.





6.2.1.4. TEMPERATURA SUPERFICIAL DEL AGUA

Los datos de temperaturas para cada año y localización se muestran en la Tabla 19 y en la Figura 40.

Tabla 19. Temperatura (°C) para cada localización y año de estudio.

		n	Mediana	Mínimo	Máximo
2021	San Pedro del Pinatar	7.009	24,95	19,08	28,43
	El Gorguel	7.009	24,76	18,99	28,38
2022	San Pedro del Pinatar	7.074	26,03	19,52	29,63
	El Gorguel	7.075	25,95	17,36	30,04

Tanto en San Pedro del Pinatar como en El Gorguel la temperatura fue menor en 2021 ($p < 0,05$). Al comparar la temperatura entre localizaciones, en 2021 la temperatura fue superior ($p < 0,05$) en San Pedro del Pinatar, mientras que en 2022 no se encontraron diferencias significativas entre localizaciones.

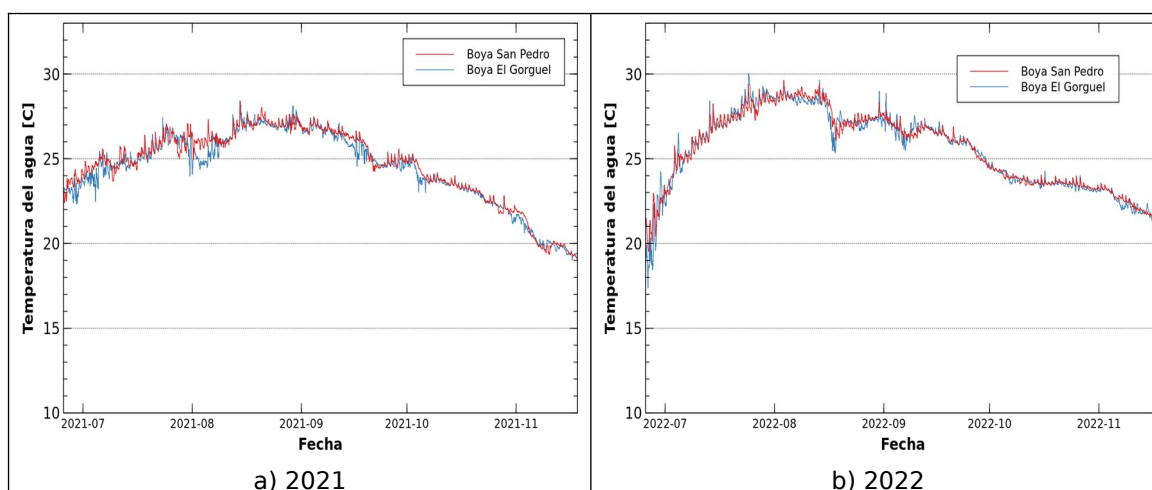


Figura 40. Serie temporal de temperatura para cada localización y año de estudio.

6.2.1.5. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP)

El ACP se realizó con las variables vistas, pero al obtener muy baja la comunalidad de la velocidad a 25 m, ésta se retiró del análisis. En estas condiciones se obtuvo un KMO de 0,582, una varianza total explicada de 76,96%, $p < 0,05$ (prueba de esfericidad de Barlett) y tres componentes que explicaban el 35,15% (componente principal 1), el 26,34% (componente principal 2) y el 15,47% (componente principal 3) de la varianza. La Tabla 20 muestra la matriz de componentes rotados.

Tabla 20. Matriz de componentes rotados. Método de rotación: Normalización Varimax con Kaiser.

	Componente		
	1	2	3
Velocidad a 10 m	0,920	0,072	0,020
Velocidad a 15 m	0,844	0,088	0,038
Velocidad a 5 m	0,803	0,025	-0,082
Altura máxima de ola	0,080	0,991	0,082
Altura significativa de ola	0,081	0,990	0,094
Temperatura superficial	0,013	-0,023	-0,788
Periodo pico de ola	-0,007	0,111	0,732

Al ser la nube de puntos obtenida muy densa, utilizamos para cada grupo la media de los componentes creados. La representación gráfica se muestra en la Figura 41.

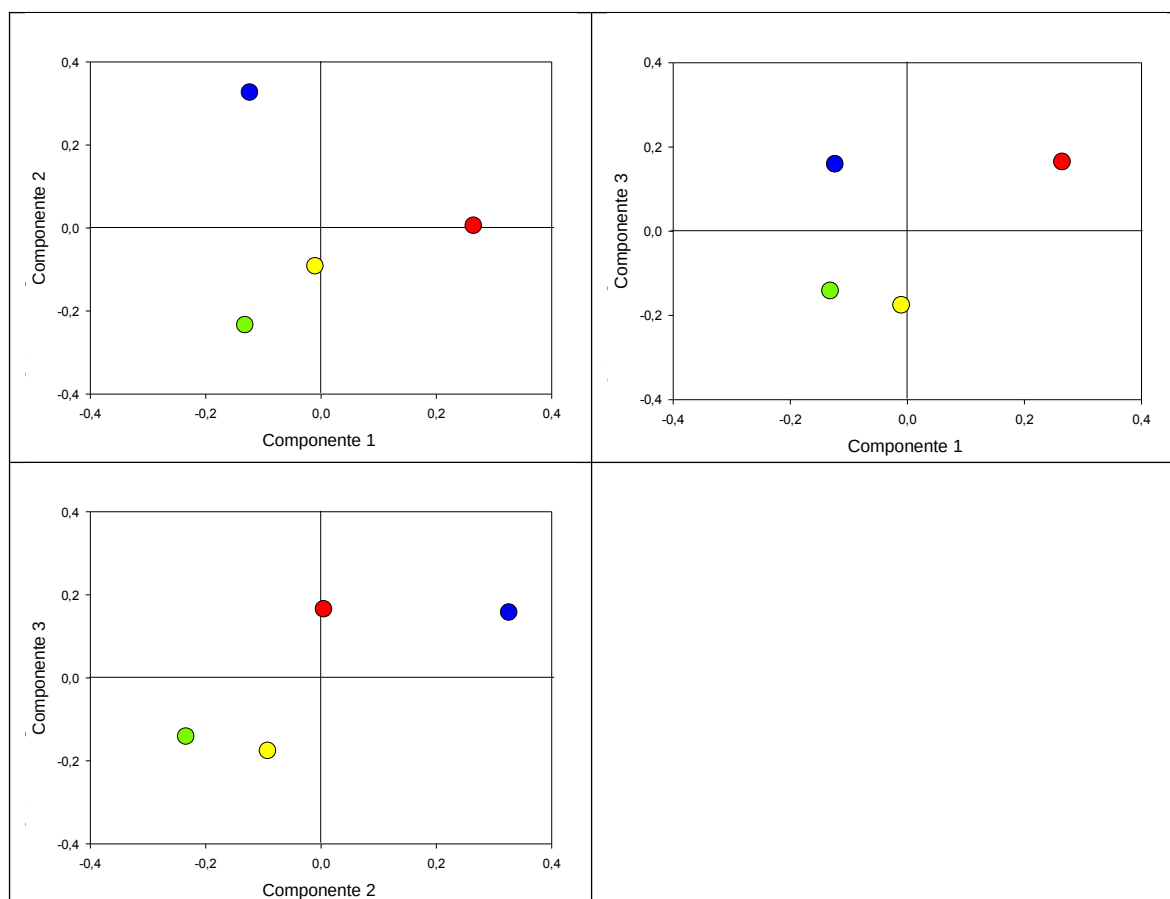


Figura 41. Análisis de componentes principales. ● San Pedro del Pinatar (2021); ● El Gorguel (2021); ● San Pedro del Pinatar (2022); ● El Gorguel (2022).

Para los componentes 1 (velocidad) y 2 (altura de ola) hay separación en 2021 entre las dos localizaciones (en 2022 permanecen en el mismo cuadrante). Al comparar años para cada localización, en San Pedro hay cambios en base al PC2 (altura), y en El Gorguel en base al PC1 (velocidad).

Con respecto a la temperatura (componente 3), en ambas localizaciones aumentó en 2022, disminuyendo el periodo pico de ola (componente 3). Mientras eso ocurrió, la velocidad se mantuvo en San Pedro del Pinatar y disminuyó en El Gorguel, y la altura de la ola disminuyó en ambas localizaciones.

En resumen, la velocidad de las corrientes fue superior en El Gorguel en las dos temporadas, mientras que el oleaje fue mayor en 2021 en San Pedro del Pinatar, y en 2022 en El Gorguel. De 2021 a 2022 en San Pedro del Pinatar disminuye el oleaje (la bajada es más acusada que en El Gorguel) y se mantiene la velocidad; en El Gorguel disminuye la velocidad y un poco el oleaje. En 2022 hay más eventos de mar de fondo en las dos localizaciones. En 2021 la intensidad de esos eventos fue un poco menor en San Pedro del Pinatar, mientras que en 2022 era igual en las dos localizaciones.

6.2.2. Metales pesados

Tal y como se mencionó en el apartado Material y Métodos, en el Capítulo 3 de esta tesis doctoral se emplearon un total de 67 atunes rojos (Tabla 2). Los ejemplares silvestres de 2022 tenían mayor peso ($p < 0,05$) que los de 2021 (Tabla 21, Figura 42). La comparativa del peso de los ejemplares de los grupos de estudio se muestran en la Tabla 22.

Tabla 21. Peso de los atunes (Kg) según el grupo y año.

		n	Media	Desv. típ.	Mínimo	Máximo	Mediana
Silvestres	2021	18	121	53	45	230	107
	2022	14	169	67	108	360	154
San Pedro del Pinatar	2021	20	271	49	217	386	258
	2022	15	246	60	171	365	231
El Gorguel	2021	17	350	61	259	476	351
	2022	15	285	83	114	477	282

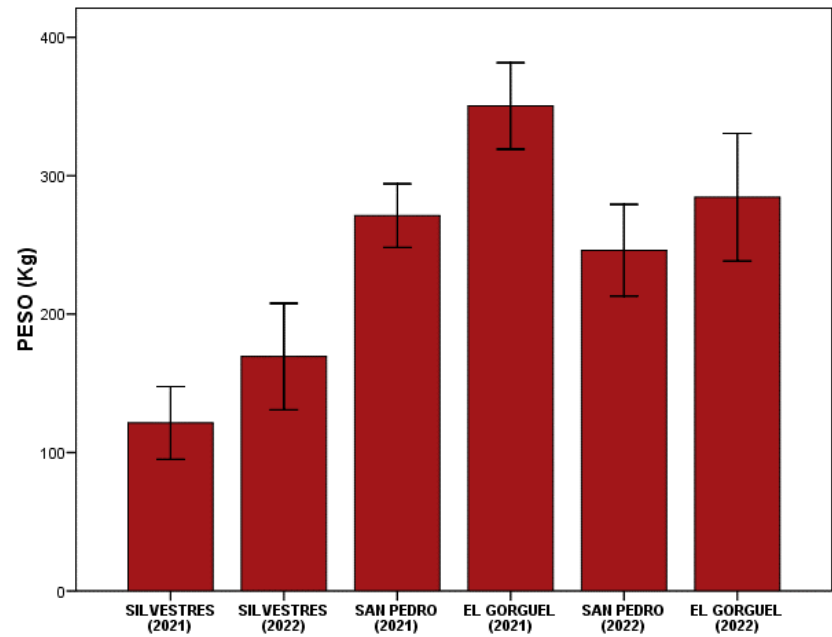


Figura 42. Pesos de los ejemplares de atún estudiados. Las barras de error muestran los intervalos de confianza al 95%.

Las concentraciones de cada metal en cada grupo de estudio y para cada año se muestran en la Tabla 23 y en la Figura 43. El elemento con mayores concentraciones medias fue el Hg, seguido del Pb. Las mayores concentraciones de Cd y Pb se detectaron en los ejemplares de San Pedro del Pinatar en 2022; mientras que la mayor concentración de Hg se halló en los ejemplares silvestres muestreados en 2021.

Tabla 22. Comparación de pesos entre grupos (p-valor, t-Student).

	Silvestres (2022)	San Pedro (2021)	El Gorguel (2021)	San Pedro (2022)	El Gorguel (2022)
Silvestres (2021)	0,037	0,000	0,000	-	-
Silvestres (2022)	-	-	-	0,003	0,000
San Pedro (2021)	-	-	0,000	0,182	-
El Gorguel (2021)	-	-	-	-	0,015
San Pedro (2022)	-	-	-	-	0,158

Tabla 23. Concentración de metales (mg/Kg) para cada grupo y año.

			Cd	Pb	Hg
Silvestres	2021	Mediana	0,003	0,010	0,945
		Media	0,004	0,017	0,939
		Desv. típ.	0,005	0,018	0,266
		Mínimo	nd	nd	0,496
		Máximo	0,021	0,064	1,354
	2022	Mediana	0,005	nd	0,762
		Media	0,005	0,010	0,803
		Desv. típ.	0,004	0,020	0,233
		Mínimo	nd	nd	0,478
		Máximo	0,017	0,067	1,199
San Pedro del Pinatar	2021	Mediana	0,005	0,083	0,633
		Media	0,008	0,134	0,621
		Desv. típ.	0,009	0,149	0,180
		Mínimo	nd	0,006	0,108
		Máximo	0,034	0,531	0,866
	2022	Mediana	0,021	0,339	0,559
		Media	0,022	0,514	0,636
		Desv. típ.	0,010	0,849	0,248
		Mínimo	0,010	nd	0,352
El Gorguel	2021	Mediana	0,009	0,034	0,637
		Media	0,011	0,066	0,692
		Desv. típ.	0,005	0,075	0,205
		Mínimo	0,004	0,008	0,464
		Máximo	0,022	0,258	1,105
	2022	Mediana	nd	nd	0,776
		Media	nd	nd	0,813
		Desv. típ.	-	-	0,314
		Mínimo	nd	nd	0,521
		Máximo	nd	nd	1,866

nd=no detectado; Desv. Típ.= Desviación típica

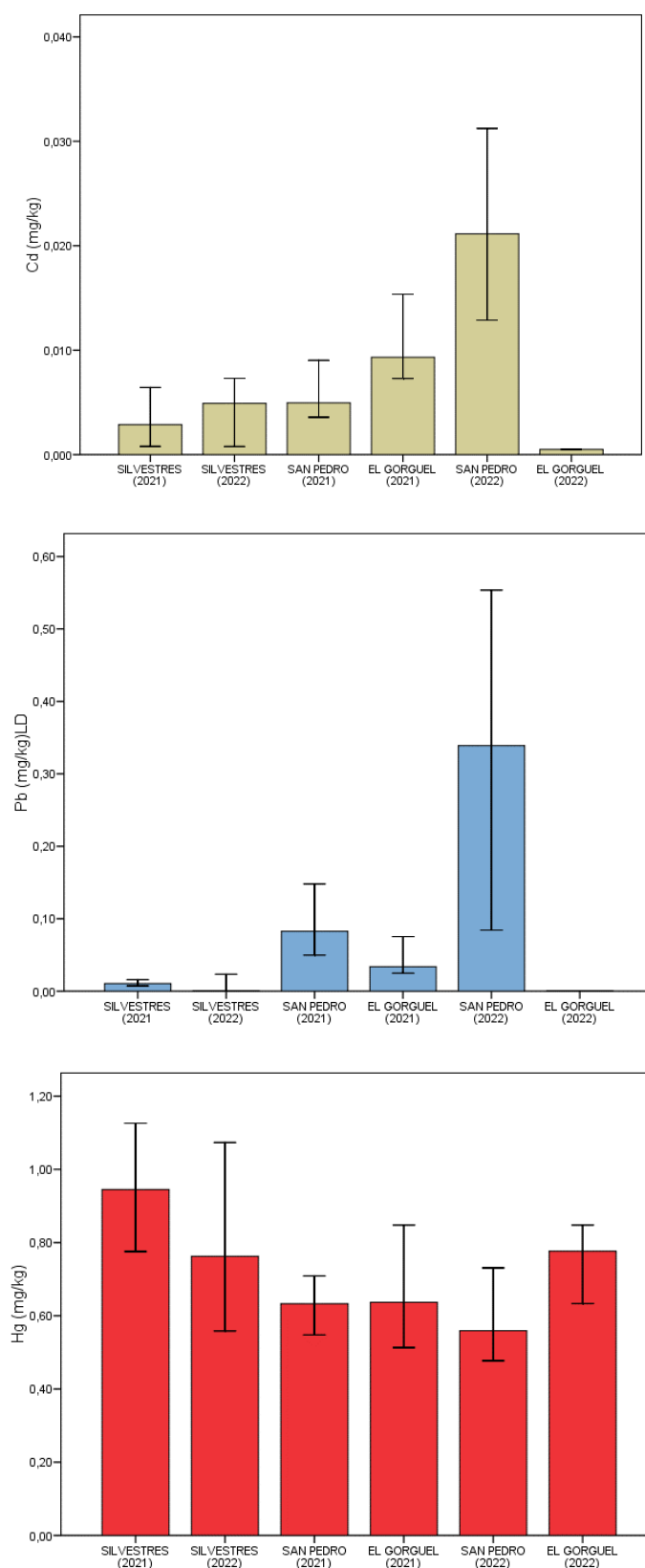


Figura 43. Concentraciones de Cd, Pb y Hg en cada grupo de atunes y año de muestreo. Las barras de error muestran los intervalos de confianza al 95%.

Los resultados del MLG se muestran en la Tabla 24. El elemento con el que se encontraron más diferencias entre grupos y/o años fue el Cd, seguido del Hg. Para el Cd se encontró un resultado marginalmente significativo (silvestres vs El Gorguel, en 2021), y dos en el caso del Pb (silvestres vs San Pedro del Pinatar, en 2022, y San Pedro del Pinatar 2021 vs 2022).

Tabla 24. Comparación de concentraciones (p-valor, MLG).

	Silvestres 2022	San Pedro 2021	El Gorguel 2021	San Pedro 2022	El Gorguel 2022
Silvestres 2021	Cd: 0,648 Pb: 0,606 HgW: 0,020*	Cd: 0,614 Pb: 0,107 Hg: 0,002f	Cd: 0,080§ Pb: 0,134 Hg: 0,010f	-	-
Silvestres 2022	-	-	-	Cd: 0,000¥ Pb: 0,057¥ Hg: 0,041f	Cd: 0,010f Pb: 0,220 Hg: 0,428
San Pedro 2021	-	-	Cd: 0,657 Pb: 0,129 Hg: 0,680	CdW: 0,000** Pb: 0,076** Hg: 0,924	-
El Gorguel 2021	-	-	-	-	Cd: 0,000* Pb: 0,006* Hg: 0,143
San Pedro 2022	-	-	-	-	Cd: 0,000¥ Pb: 0,040¥ Hg: 0,117

^WAsociación entre peso del atún y concentración de metal; *Mayor concentración en 2021; **Mayor concentración en 2022
[§]Mayor concentración en ejemplares silvestres; [¥]Mayor concentración en ejemplares de San Pedro del Pinatar; ^fMayor concentración en ejemplares de El Gorguel.

En el ADC se observa la separación entre grupos en base al peso de los atunes y a las concentraciones de Cd y Hg (Figura 44). Los valores de las funciones canónicas discriminantes se muestran en la Tabla 25.

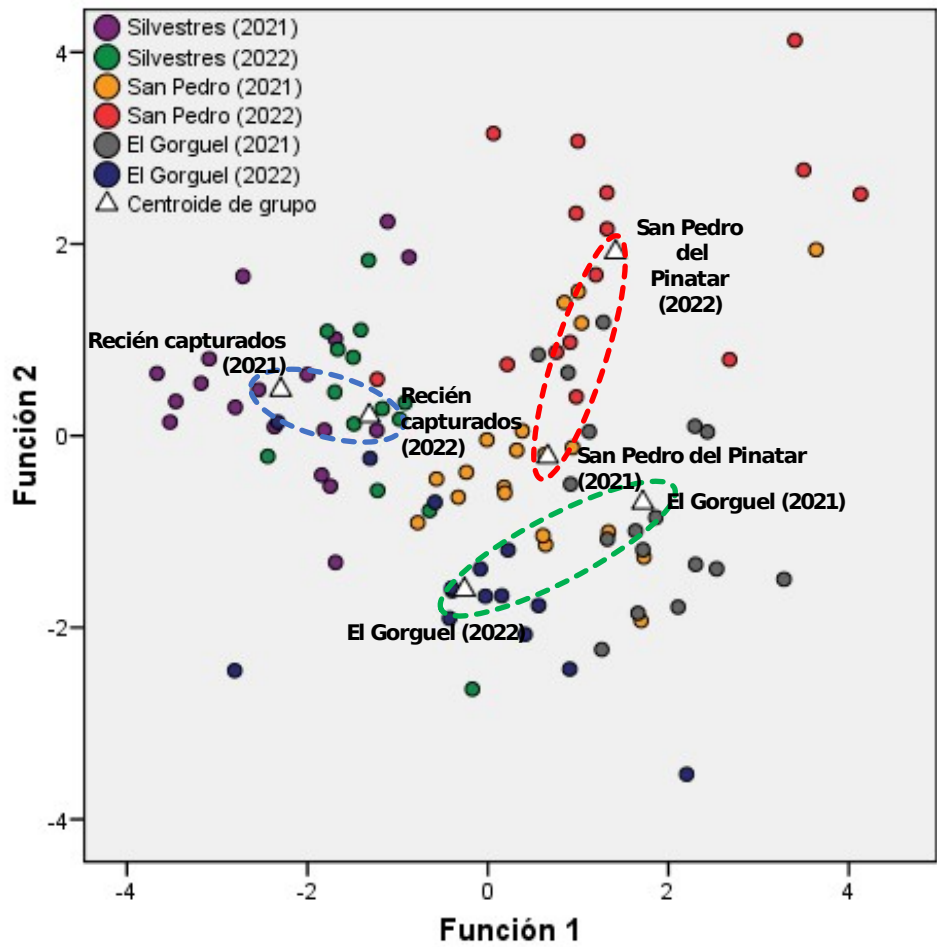


Figura 44. Distribución espacial de grupos basada en funciones resultantes del ADC.

Tabla 25. Funciones discriminantes canónicas y datos estadísticos del análisis. El 66,7% de los casos agrupados originales se clasificaron correctamente.

Función	Autovalores	Varianza (%)	Correlación	Lambda de Wilks	Coefficientes de función discriminantes canónica (estandarizados)
1	2.25	65.1	0.832	0.136, p<0.001	Cd (0.515), Hg (-0.572), peso (0.783)
2	1.16	33.5	0.732	0.442, p<0.001	Cd 0.883), Hg (-0.205), peso (-0.624)
3	0.49	1.4	0.215	0.954, p=0.219	Cd (0.221), Hg (0.858), peso (0.197)

Los resultados obtenidos en el Índice de Bioacumulación Media Individual (IMBI) se muestran en la Tabla 26. El mayor valor del IMBI se obtuvo en los ejemplares de San Pedro del Pinatar en 2022, mientras que el valor más bajo se obtuvo para el mismo año en ejemplares de El Gorguel. Las diferencias entre grupos y años se muestran en la Figura 45. En 2022, en los ejemplares de San Pedro del Pinatar el

IMBI subió ($p<0,05$) y en los de El Gorguel bajó ($p<0,05$), en ambos casos con respecto al año anterior, y con diferencias estadísticamente significativas entre ambas localizaciones; en 2021 el IMBI de los tres grupos (ejemplares silvestres, de San Pedro y de El Gorguel) no presentaron diferencias estadísticamente significativas; en 2022, el IMBI subió en los ejemplares de San Pedro con respecto a los silvestres ($p<0,05$), mientras que en los de El Gorguel el valor bajó con respecto a los silvestres ($p<0,05$).

Tabla 26. IMBI para cada grupo y año.

		Media	Desv. típ.	Mediana	Mínimo	Máximo
Silvestres	2021	0,208	0,072	0,204	0,098	0,405
	2022	0,189	0,063	0,190	0,090	0,337
San Pedro del Pinatar	2021	0,196	0,102	0,169	0,032	0,445
	2022	0,354	0,106	0,349	0,202	0,536
El Gorguel	2021	0,226	0,068	0,236	0,126	0,353
	2022	0,150	0,056	0,143	0,097	0,338

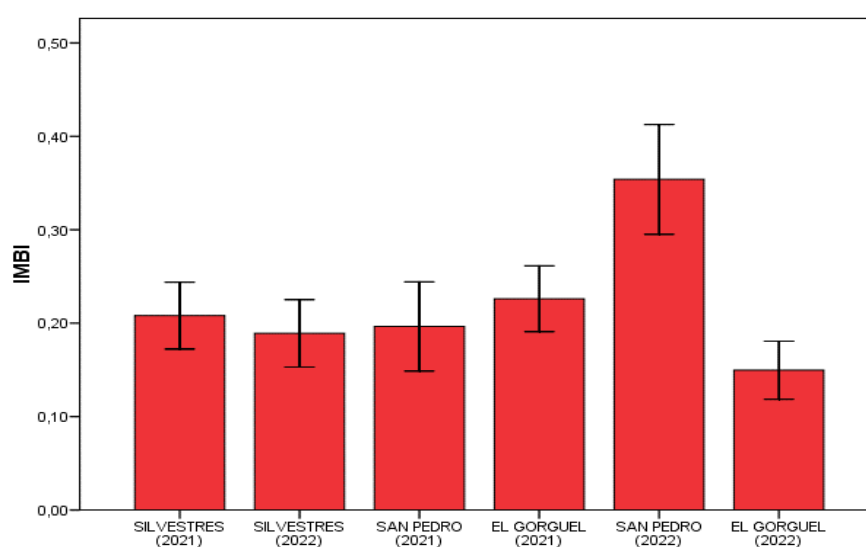


Figura 45. Valor medio del IMBI para cada grupo y año. Las barras de error muestran el 95% del intervalo de confianza.

Respecto al estudio de correlaciones con el peso de los ejemplares, solo se encontró una correlación para la concentración de Pb en los ejemplares silvestres de 2021 ($r=-0,497$, $p<0,05$) y para la concentración de Hg en los ejemplares silvestres de 2022 ($r=0,581$, $p<0,05$). Las rectas de regresión se muestran en la Figura 46.

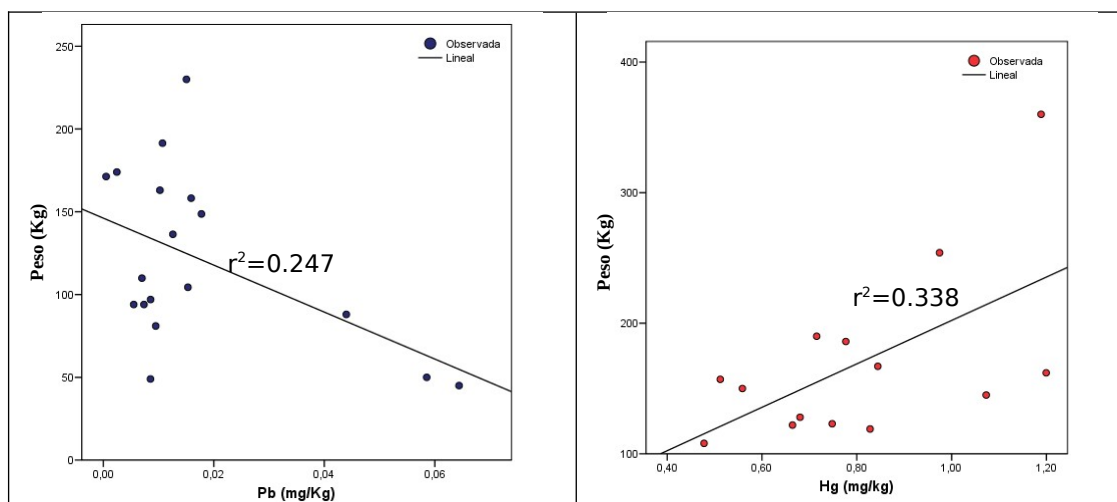


Figura 46. Regresión lineal entre el peso y la concentración de Pb (silvestres, 2021) y Hg (silvestres, 2022).

No se encontraron correlaciones entre metales (para cada grupo y año), excepto en 2021, para Cd/Hg en San Pedro del Pinatar ($r=0,647$, $p<0,01$). La recta de regresión se muestra en la Figura 47. No se encontró correlación alguna entre el valor IMBI y el peso de los atunes (para cada grupo y año).

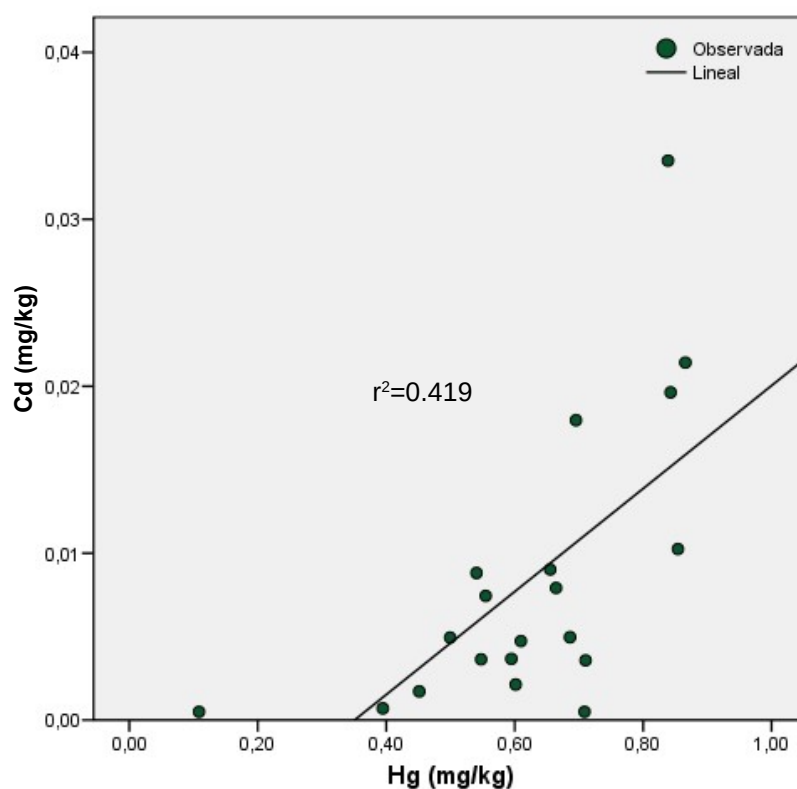


Figura 47. Regresión lineal entre la concentración de Cd y la concentración de Hg en el grupo de San Pedro del Pinatar (2021).

6.3. Discusión

Tal y como se ha mencionado con anterioridad, las características hidrodinámicas de una zona, tales como las corrientes, las olas y los vientos, interactúan en una amplia gama de escalas espaciales y temporales (Villas Bôas et al., 2019) por lo que cabe esperar que las condiciones ambientales en las que se encuentran los viveros de acuicultura influyan de forma directa en la resuspensión, dispersión y deposición de los metales pesados y ésto a su vez en la exposición de los atunes a dichos contaminantes.

Los resultados de nuestro estudio ponen de manifiesto que nos encontramos con situaciones diferentes según el año: en 2021 la velocidad de las corrientes marinas hasta los 15 metros de profundidad y el pico de ola en los eventos de mar de fondo fueron superiores en El Gorguel, mientras que la velocidad de las corrientes a 25 metros de profundidad, la frecuencia de eventos de mar de fondo, la altura y el pico de ola fueron superiores en San Pedro del Pinatar (Tablas 14, 15, 16 y 17); en 2022 la velocidad de las corrientes a 5 y 10 metros de profundidad y la altura de la ola fueron superiores en El Gorguel, mientras que el pico de ola fue igual en ambas localizaciones, y la frecuencia de eventos de mar de fondo volvió a ser superior en San Pedro del Pinatar (Tablas 14, 15, 16 y 17). En ambas temporadas, la temperatura superficial del agua fue ligeramente superior en San Pedro del Pinatar (Tabla 19).

Con respecto a la presencia y acumulación de Cd, Pb y Hg, el IMBI más elevado se dio en los ejemplares engordados en San Pedro del Pinatar en 2022 (Tabla 26), disminuyendo en ese año en los ejemplares engordados en El Gorguel. Como se puede ver en la Figura 45, en 2021 se mantuvo el valor del índice en los ejemplares de ambas localizaciones, siendo similar al encontrado en los ejemplares recién capturados, por lo que a igualdad de alimentación (la carnada en los viveros es la misma, independientemente de las localizaciones), se podría pensar que se produjeron cambios ambientales en las zonas que ocasionaran estas diferencias. En ausencia de procesos antropogénicos que pudieran ocasionar un aumento puntual de la presencia de metales pesados, estos cambios ambientales podrían estar asociados a las diferentes condiciones hidrodinámicas observadas en ambas localizaciones.

En el mar, los niveles de metales disueltos son generalmente bajos, debido a su baja solubilidad (Botté et al., 2022). Así, los metales pesados entran en los cuerpos de agua adsorbidos en partículas suspendidas y en sedimentos, depositándose en los fondos marinos (Che et al., 2003; Fan et al., 2021; Liang et al., 2019). Según Liu et al. (2023), en entornos costeros, las corrientes, las olas, las tormentas y las

interacciones entre las corrientes impulsan la resuspensión de los sedimentos. En este sentido, los eventos de mar de fondo, con olas de alta energía, también pueden resuspender los sedimentos del fondo, por lo que es de gran importancia conocer la frecuencia, magnitud y duración de los eventos que alteran estos sedimentos (Roberts, 2012). En nuestro estudio, la frecuencia de estos eventos (periodos por encima de 10 segundos de pico de ola) fue mayor en San Pedro del Pinatar, sobre todo en 2022 (3,76%), lo que podría haber condicionado una mayor frecuencia de procesos de resuspensión del sedimento en esta zona, y con ésta, la disposición de los metales en la columna de agua. No obstante, hay muchos factores que condicionan esta resuspensión, como el tipo de sedimento, presencia de materia orgánica, estado químico del metal, nivel del oxígeno del sedimento, presencia de sulfuros y características del agua, como pH, oxígeno disuelto y salinidad (Roberts, 2012), a lo que cabría añadir las corrientes marinas. Si bien de los primeros factores no disponemos de datos, la velocidad de las corrientes sí fueron medidas.

Al igual que los eventos de mar de fondo, las corrientes marinas juegan un papel importante en la resuspensión de los metales en la columna de agua (Bruland et al., 2008; Kalnejais et al., 2007), aunque también favorecen la dispersión de contaminantes en el océano (Hu et al., 2022). En este sentido, las velocidades de las corrientes a mayor profundidad fueron detectadas en la zona de San Pedro del Pinatar (a partir de 25 metros en 2021 y a partir de 15 metros en 2022), lo cual podría contribuir a una mayor disponibilidad de metales en esa zona y año. Como hemos indicado, las corrientes también podrían dispersar los metales, y aunque es mera especulación, se podría pensar que en las capas más superficiales de la zona de El Gorguel se podría haber producido dicho efecto dispersante, lo que disminuiría la exposición de los atunes a los mismos. Lamentablemente, no disponemos de datos de la profundidad a la que nadan los atunes en ambas localizaciones, por lo que un estudio con cámaras subacuáticas, como el realizado sobre salmón en acuicultura (Johannesen et al., 2020), podría aportar más información al respecto.

Otro de los factores a tener en cuenta es la temperatura. Los mares europeos, como el Mediterráneo, están experimentando un rápido calentamiento como consecuencia del cambio climático (Predragovic et al., 2023), y el aumento de la temperatura puede afectar la química de los metales pesados, alterando su movilidad y su disponibilidad en ambientes marinos y, por tanto, su interacción con los organismos vivos. Concretamente, diversos autores indican que los cambios globales derivados del aumento de las temperaturas de la superficie del mar y los niveles de acidez pueden afectar los ciclos biogeoquímicos de los metales traza en los sistemas marinos (Harmesa y Wahyudi, 2020; Hoffmann et

al., 2012; Hutchins y Boyd, 2016), afectando los procesos de solubilidad y adsorción de los metales en este medio (Harmesa et al., 2022). En nuestro estudio, la temperatura media se incrementó en 2022 en un grado aproximadamente, tanto en San Pedro del Pinatar como en El Gorguel, siendo muy similar entre ambas localidades (Tabla 19). Como se puede observar (Tabla 23), la concentración de Cd y Pb detectada en 2022 en los ejemplares de San Pedro del Pinatar fue superior a la detectada en 2021, mientras que en El Gorguel no se apreció ese incremento. La temperatura del agua puede influir en la solubilidad de los metales (Fritioff et al., 2005), aunque según Zumdahl (1992), las variaciones estacionales de temperatura no tienen un efecto directo sobre dicha solubilidad. Según Cairns et al. (1975), la solubilidad aumenta con la temperatura, lo que podría hacerlos más disponibles para su absorción por los organismos marinos. Por tanto, el aumento de temperatura observado podría estar influyendo en la movilidad de los metales pesados desde los sedimentos y en la columna de agua de las zonas de estudio, una vez que estos han sido resuspendidos por la acción mecánica de las corrientes y los eventos de mar de fondo.

Sin embargo, habría que tener en cuenta que la movilidad de los metales pesados y su disponibilidad en los sedimentos están muy relacionados con otros factores, como los tipos de enlace que establecen con los componentes de los sedimentos (Mosalem et al., 2024). Además, la movilidad desde los sedimentos depende del grado de contaminación de éstos, de manera que, en sedimentos contaminados, los metales pesados son generalmente más móviles, mientras que en sedimentos no contaminados, los metales se unen a silicatos y minerales primarios, siendo generalmente inmóviles (Al-Mur, 2020; Sungur et al., 2014).

En el caso del Hg, la materia orgánica parece desempeñar un importante papel en la unión de este elemento a los sedimentos, en su solubilidad y en su presencia en la columna de agua (Yu et al., 2012), ya que, entre otras cosas, en los sedimentos es donde se producen procesos de metilación del metal, tanto biótica como abiótica (Ullrich et al., 2001). En nuestro estudio, se observó una disminución de la concentración de este elemento, de 2021 a 2022 (Tabla 23) en los ejemplares de San Pedro del Pinatar, y un aumento en los de El Gorguel, lo que podría indicar que, entre ambas localizaciones, se produce una diferente disponibilidad de este metal, a igualdad de lo que entra en los atunes a través de la carnada.

Como también se ha comentado, la acidez de los mares es otro fenómeno derivado del calentamiento global, puesto en evidencia por diversos autores (por ejemplo, Stockeret et al., 2013), siendo posible que esto también haya influido en los resultados obtenidos en nuestro estudio. No disponemos de datos de los niveles de acidez en las zonas de estudio, por lo que de nuevo sería mera

especulación, aunque muy a tener en cuenta, ya que es probable que la disponibilidad de metales traza disueltos en el mar aumente en el futuro debido a la disminución del pH (Harmesa et al., 2022).

Otro de los factores a tener en cuenta es el importante papel que el fitoplancton puede jugar en la distribución vertical de los metales pesados, a través de los procesos de absorción de nutrientes (Harmesa et al., 2022). Los episodios de afloramiento (*blooms*) de fitoplancton como consecuencia del calentamiento global también se suceden a nivel mundial, independientemente de la latitud (Gobler et al., 2017; Griffith et al., 2019; Moore et al., 2009), por lo que deberían ser tenidos en cuenta en estudios en los que se valore la temperatura y la hidrodinámica en la presencia de contaminantes ambientales en especies de acuicultura.

A todo lo dicho cabría añadir que el comportamiento geoquímico de los metales traza puede ser regulado por la materia orgánica, mediante procesos de adsorción/desorción e interacción, lo que permite que ésta controle parcialmente la solubilidad, la biodisponibilidad y la distribución de las concentraciones de metales en los sedimentos (Mellett y Buck, 2020; Zhang et al., 2014; Zhu et al., 2018). De hecho, el carbono juega un importante papel en la biodisponibilidad, transporte y destino de los metales en el medio marino (Kontas, 2012). En la actualidad, el crecimiento de la población en zonas costeras, el uso de fertilizantes y los vertidos domésticos y urbanos son causa del aumento de la materia orgánica en estas zonas. Tampoco disponemos de estos datos, por lo que no podemos asociar estos factores a los resultados obtenidos en nuestro estudio.

6.4. Conclusión

Este estudio ha demostrado que las características hidrodinámicas, como las corrientes, mar de fondo, olas y vientos, son diferentes entre las dos localidades de estudio, variando incluso entre años. En 2021, la velocidad de las corrientes marinas hasta los 15 metros de profundidad y el pico de ola en eventos de mar de fondo fueron superiores en El Gorguel, mientras que en San Pedro del Pinatar se registraron mayores velocidades de corrientes a 25 metros de profundidad, mayor altura y pico de ola y mayor frecuencia de eventos de mar de fondo. En 2022, las corrientes a 5 y 10 metros de profundidad y la altura de las olas fueron superiores en El Gorguel, pero San Pedro del Pinatar mantuvo una mayor frecuencia de eventos de mar de fondo, siendo el pico de ola igual en ambas localizaciones.

Estas características podrían afectar a la resuspensión, dispersión y deposición de metales pesados presentes en el entorno, provocando diferentes niveles de exposición a los animales que se mantienen en producción en los viveros de cada

zona. De hecho, se observó que el valor IMBI más elevado se dio en los atunes engordados en San Pedro del Pinatar en 2022, mientras que en 2021 los valores fueron similares en ambas localizaciones, siendo incluso similar al de los animales recién capturados.

Pero el comportamiento biogeoquímico de los metales en el agua de mar es muy complejo, dependiendo, además, de características que no han sido medidas en este estudio, como el tipo de sedimento, la presencia de materia orgánica, el estado químico del metal, el nivel de oxígeno en el sedimento, el pH, el oxígeno disuelto y la salinidad del agua, además de la profundidad de nado de los atunes en los viveros. Todas estas características, junto al aumento de temperatura de la superficie del mar, podrían haber favorecido el incremento de la concentración de estos elementos y del valor IMBI en los ejemplares muestreados en San Pedro del Pinatar en 2022, pero serían necesarios futuros estudios para evaluar si verdaderamente existe una relación directa entre la zona donde se ubican los viveros de acuicultura y los metales pesados presentes en su carne.

7. DISCUSIÓN GENERAL CON RELACIÓN A LAS CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS

La comparación de los resultados obtenidos en los análisis de Cd, Pb y Hg en músculo, realizados en los tres capítulos de esta tesis, se resume en las Figuras 48, 49 y 50. Estas gráficas reflejan varias cuestiones de interés. La primera de ellas es que la localización de San Pedro del Pinatar en 2022 es la que destaca por la mayor concentración de Cd y Pb en los atunes, siendo precisamente en esta localización y año donde se detectaron las concentraciones más bajas de Hg. En segundo lugar, se observa que la concentración de cada uno de los metales siguió dinámicas diferentes, entre localizaciones y entre años de estudio. Así, en San Pedro del Pinatar la concentración media de Cd en los atunes estudiados se redujo entre los años 2016 y 2021, para incrementar su valor en 2022; el Pb mantuvo una tendencia creciente, y el Hg decreciente. Por el contrario, en El Gorguel las concentraciones medias de Cd y Pb se redujeron en 2022 con relación a 2021, mientras que la de Hg aumentó. Así mismo, en los ejemplares silvestres la concentración de Cd aumentó en 2022 con respecto a 2021, mientras que la de Hg disminuyó. En el caso del Pb las concentraciones fueron muy bajas en ambos años, y aunque se detectó una disminución de la concentración, el dato habría que tomarlo con cautela. Por último, al comparar la evolución de la concentración de los metales entre los atunes recién capturados y los engordados también se observaron diferencias. En el caso del Cd, la concentración media se incrementó en los ejemplares de San Pedro del Pinatar, tanto en 2021 (ligera) como en 2022; en los ejemplares engordados en El Gorguel se incrementó esta concentración en 2021 y disminuyó en 2022. En el caso del Pb, igualmente en los ejemplares de San Pedro del Pinatar se incrementó la concentración con respecto a los ejemplares recién capturados, tanto en 2021 como en 2022; en los ejemplares engordados en El Gorguel, la concentración de Pb se incrementó en 2021 y se mantuvo igual en 2022. Finalmente, para el Hg la concentración disminuyó en los ejemplares del vivero de San Pedro del Pinatar en ambos años, mientras que en los de El Gorguel disminuyó en 2021 y se mantuvo en 2022.

Según estos resultados, sería conveniente realizar un seguimiento de las concentraciones de estos metales en dichas ubicaciones, con el objetivo de comprobar si mantienen las tendencias observadas, ya que los tres elementos son objeto de vigilancia sanitaria (Reglamento 2023/915). En algunos estudios se ha indicado un posible efecto dilución de las concentraciones por el crecimiento de los peces (Canli y Atli, 2003; Jiang et al., 2022), y este efecto en músculo se ha visto en estudios previos (Jiang et al., 2022; Liu et al., 2018; Rashed, 2001), aunque esto

puede depender del propio elemento y de las condiciones ambientales (Li et al., 2023). En el caso concreto del Hg el efecto suele ser inverso, es decir, aumento con el crecimiento y nivel trófico (Briand et al., 2018; Sun et al., 2020), aunque en atunes en cautividad quizá el rápido engorde al que se someten anule este efecto. En cualquier caso, las diferencias observadas entre localizaciones parecen indicar posibles efectos ambientales, ya que la alimentación de los ejemplares fue siempre la misma en ambos viveros. Por ello, un futuro estudio de las condiciones hidrodinámicas y de temperatura, incorporando otras variables ambientales (materia orgánica en suspensión, turbidez, concentración de fitoplancton y monitorización de los ejemplares para conocer la profundidad a la que nadan) podría aportar nueva información sobre la posible relación entre ubicación y concentración de estos metales.

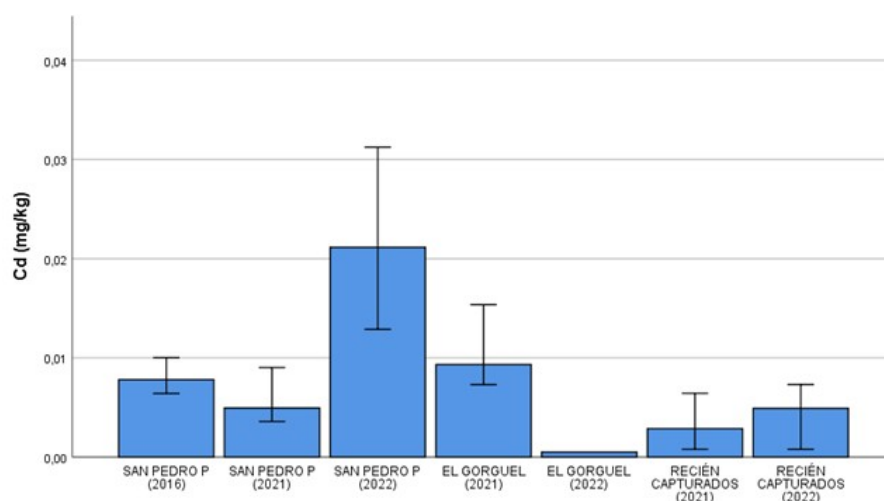


Figura 48: Concentración de Cd en músculo según los grupos de estudio. Dato: mediana e intervalos de confianza al 95%

Como se ha comentado, el caso del Hg merece una mención aparte, pues la concentración de este metal en los ejemplares recién capturados y en los de los viveros de San Pedro del Pinatar tiende a disminuir, mientras que en El Gorguel aumentó. Como se ha comentado en el Capítulo 3, las características químicas del Hg pueden condicionar su unión a los sedimentos, su solubilidad y su presencia en la columna de agua, por ejemplo, a través de la materia orgánica (Yu et al., 2012), por lo que esta tendencia en El Gorguel debería ser así mismo vigilada. La disminución de la concentración de Hg entre los ejemplares recién capturados y los de los viveros de San Pedro y El Gorguel en 2021 es pues beneficiosa, en términos de seguridad alimentaria. Sin embargo, en 2022, en los ejemplares del vivero de El Gorguel no se produjo dicha disminución, por lo que, aun estando la concentración mediana dentro de los límites establecidos por la legislación vigente (Reglamento 2023/915), la tendencia debería ser objeto de vigilancia.

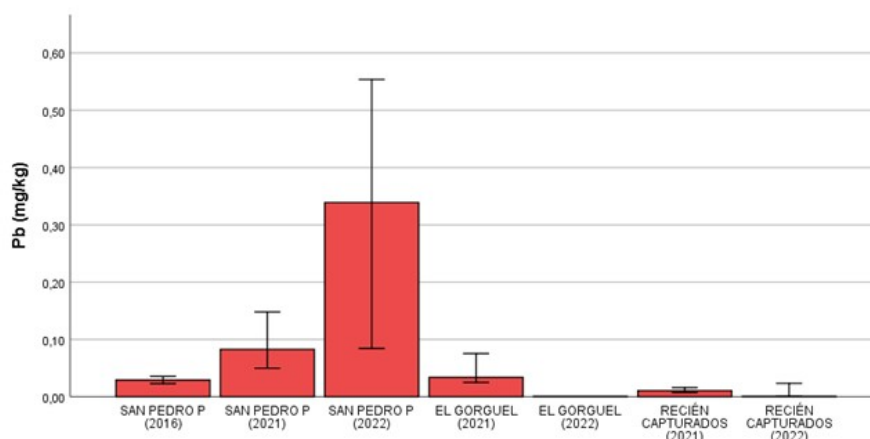


Figura 49: Concentración de Pb en músculo según los grupos de estudio. Dato: mediana e intervalos de confianza al 95%

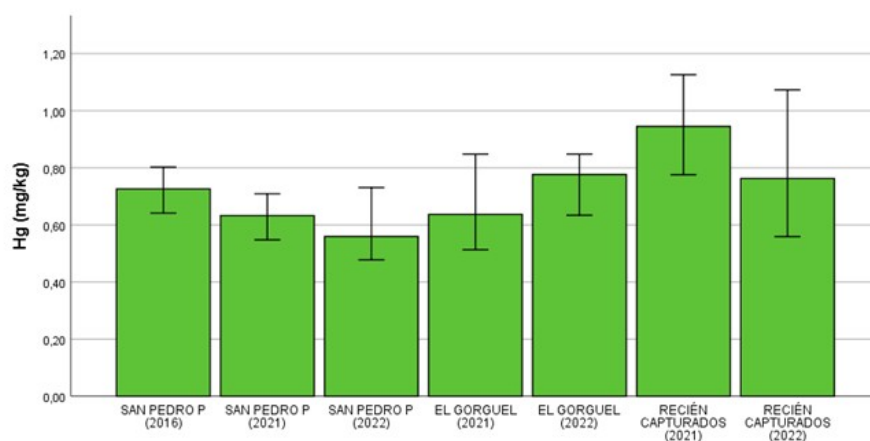


Figura 50: Concentración de Hg en músculo según los grupos de estudio. Dato: mediana e intervalos de confianza al 95%.

Otra información que se puede derivar del estudio de los tres metales conjuntamente es la relación entre ellos en cada tejido, ya que los atunes utilizados en los Capítulos 1 y 2 fueron los mismos. Así, el estudio de correlaciones (test de Spearman) sobre la población total ($n=43$) nos mostró una relación entre el Hg y el Cd en cerebro ($p<0,01$, $r=0,468$), en hígado ($p<0,05$, $r=0,378$) y branquia ($p<0,05$, $r=0,373$). En el Capítulo 2, las relaciones entre Cd y Pb en cada tejido también se estudió, no encontrándose ninguna asociación, salvo en el caso de la sangre, donde la concentración de ambos metales estuvo altamente correlacionada ($r=0,602$, $p<0,05$). Para comprobar si dicha relación, pero con el Hg, se mantenía en sangre, se analizaron las concentraciones de Hg en esta matriz, siendo la mediana de $0,087 \text{ mg kg}^{-1}$ (mínimo de $0,016$ y máximo de $0,329 \text{ mg kg}^{-1}$), un valor muy similar al encontrado de Cd y Pb. Sin embargo, en la sangre no se encontró ninguna correlación con estos dos metales. No obstante, y al igual que en los capítulos correspondientes, se procedió a estudiar si existían relaciones entre sexos. Los resultados obtenidos figuran en la Tabla 27.

Tabla 27: Correlaciones entre las concentraciones de Cd y Pb con el Hg, en función del sexo en cada tejido. Ejemplares correspondientes a los Capítulos 1 y 2.

	Sexo	Metales	p	r
Sangre	Hembra	Hg/Pb	0,015	0,654
Cerebro	Hembra	Hg/Cd	0,004	0,633
Músculo	Macho	Hg/Pb	0,044	0,424
Músculo	Hembra	Hg/Pb	0,030	-0,511
Hígado	Macho	Hg/Cd	0,036	0,430

Como se puede observar de nuevo el sexo marcó diferencias en la relación del Hg con el Cd y Pb, mostrando relaciones que no se observaron al estudiar el grupo en su totalidad.

A continuación (Figura 51, 52 y 53) se muestra la concentración de cada uno de los metales en músculo según el sexo, en los ejemplares analizados en esta tesis.

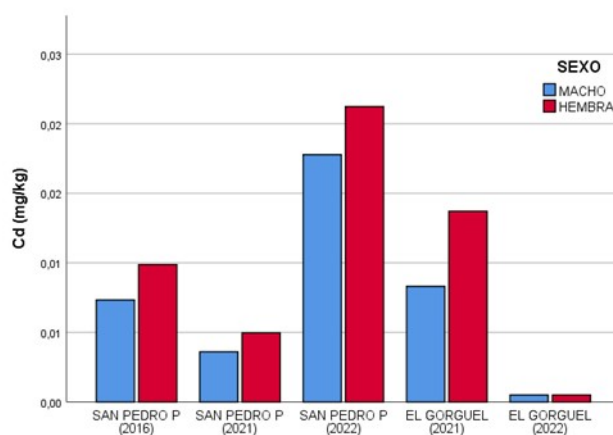


Figura 51: Concentración de Cd en músculo, según el sexo.

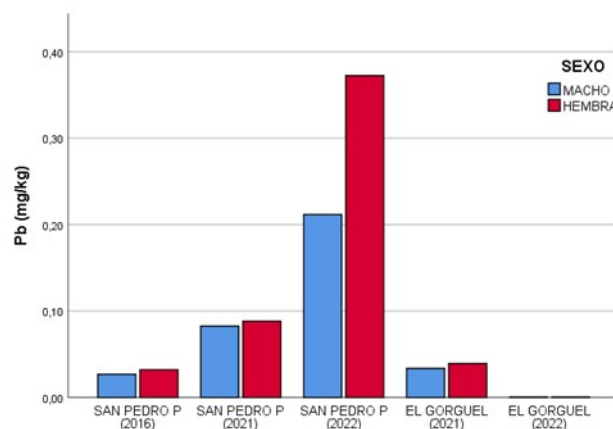


Figura 52: Concentración de Pb en músculo, según el sexo.

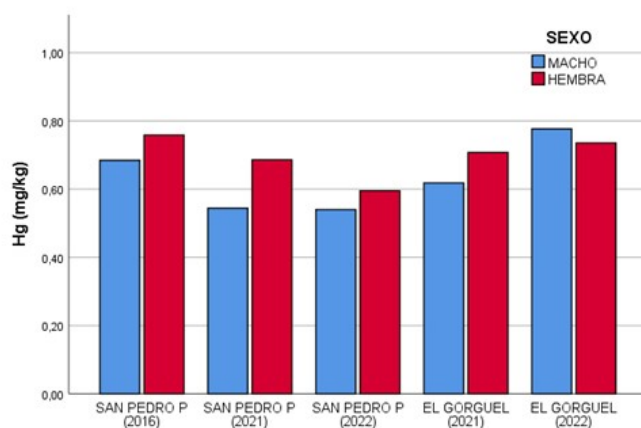


Figura 53: Concentración de Hg en músculo, según el sexo.

Como se puede observar, en el estudio entre localizaciones y años también parece existir una tendencia general a que las hembras acumulen mayores concentraciones de estos metales. Como estas diferencias podrían estar asociadas al peso, tanto por posibles efectos de dilución o de biomagnificación, se estudió la correlación entre el peso de los ejemplares y la concentración muscular de Cd, Pb y Hg. En los Capítulos 1 y 2 no encontramos correlaciones estadísticamente significativas, tanto en la población completa como por sexos. En los ejemplares analizados en el Capítulo 3 no encontramos correlaciones al considerar el grupo completo, pero sí al segmentar los grupos por sexo. Las correlaciones encontradas fueron las siguientes: en el grupo de atunes muestreados en los viveros de San Pedro del Pinatar en 2021, con la concentración de Cd ($p < 0,05$, $r = 0,627$, en hembras), y con la de Hg ($p < 0,05$, $r = 0,645$, en hembras); en el grupo de atunes muestreados en El Gorguel en 2021, con la concentración de Pb ($p < 0,05$, $r = -0,815$, en machos); ninguna correlación en los grupos muestreados en 2022. En vista de estos resultados, realizamos en los ejemplares de este capítulo un MLG univariado, con el peso como covariable, para comprobar si las diferencias observadas entre sexos en la concentración muscular de estos metales eran significativas o no. En esta prueba solo encontramos diferencias estadísticamente significativas para el Hg en los atunes del vivero de San Pedro del Pinatar muestreados en 2021 (mayor en hembras), aunque dado el reducido número de ejemplares analizados (8 machos y 11 hembras) sería preciso hacer un seguimiento con un mayor número de muestras. A este respecto cabe recordar que en los ejemplares considerados en los Capítulos 1 y 2 no se encontraron diferencias estadísticamente significativas asociadas al sexo en el tejido muscular.

El denominado IMBI, utilizado en el Capítulo 3 de esta tesis, ha mostrado su utilidad en diferentes estudios (por ejemplo, Genc y Yilmaz, 2017; Romero et al., 2020; Salvat-Leal et al., 2020). La Tabla 28 y la Figura 55 muestran los resultados obtenidos en cada tejido de los ejemplares correspondientes a los Capítulos 1 y 2 de esta tesis. Los subconjuntos homogéneos, según el test Kruskal-Wallis, se muestran en la Figura 54.



Figura 54: Subconjuntos de tejidos según el IMBI

El músculo ocupó en este orden una posición preferente, al mismo nivel que el riñón y el hígado. Para los ejemplares correspondientes a los viveros de San Pedro del Pinatar se observa que el valor medio del IMBI en músculo fue superior en 2016 (0,305), bajando en 2021 (0,196) para volver a subir en 2022 (0,354), siendo esta secuencia igual a la correspondiente a la concentración muscular de Cd en esta localización, lo cual lleva a considerar este elemento, junto al Pb, como importante en el incremento del valor IMBI en 2022. Según Maes et al. (2005), valores IMBI más bajos y más altos corresponden a animales recolectados en zonas menos y más contaminadas, respectivamente.

Tabla 28: IMBI para cada tejido (ejemplares correspondientes a los Capítulos 1 y 2).

	Sangre	Cerebro	Músculo	Hígado	Riñón	Hueso	Branquia
Media	0,170	0,231	0,305	0,304	0,330	0,236	0,203
Desv. típ.	0,141	0,110	0,125	0,127	0,115	0,112	0,107
Mediana	0,130	0,196	0,265	0,290	0,305	0,200	0,168
Mínimo	0,029	0,087	0,128	0,119	0,171	0,096	0,100
Máximo	0,837	0,619	0,642	0,706	0,647	0,547	0,679

Desv. Típ. = Desviación típica.

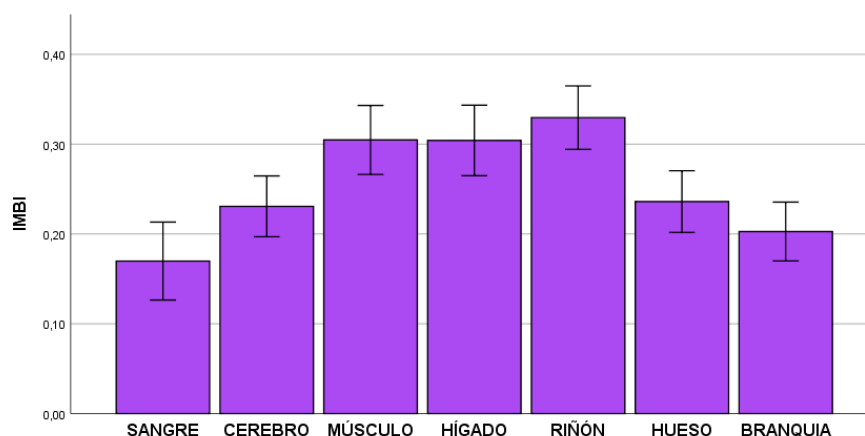


Figura 55: Valor medio del IMBI para cada tejido (ejemplares correspondientes a los Capítulos 1 y 2). Las barras de error muestran el 95% del intervalo de confianza.

En estos ejemplares se pudo realizar un estudio de correlaciones para el valor IMBI, cuyos resultados se muestran en la Tabla 29 y en la Figura 56. Como se puede apreciar, había numerosas relaciones entre tejidos, lo cual muestra la utilidad de este marcador para conocer la bioacumulación por estos tres metales de forma simultánea. Los tejidos con más correlaciones fueron la branquia y el hueso, seguido por el hígado, cerebro y riñón, siendo la sangre la que menos correlaciones presentó. El peso de los atunes se relacionó solo con el IMBI del hígado y de forma negativa.

Tabla 29: Correlaciones entre tejidos para los valores de IMBI. Atunes correspondientes a los Capítulos 1 y 2.

	Encéfalo	Músculo	Hígado	Riñón	Hueso	Branquia	Peso
Sangre	0,133	0,098	0,353*	0,163	0,158	0,197	0,087
Cerebro		0,073	0,640**	0,329*	0,360*	0,401**	-0,195
Músculo			0,288	0,384*	0,549**	0,475**	0,024
Hígado				0,275	0,350*	0,549**	-0,359*
Riñón					0,416**	0,404**	0,201
Hueso						0,474**	0,051
Branquia							-0,213

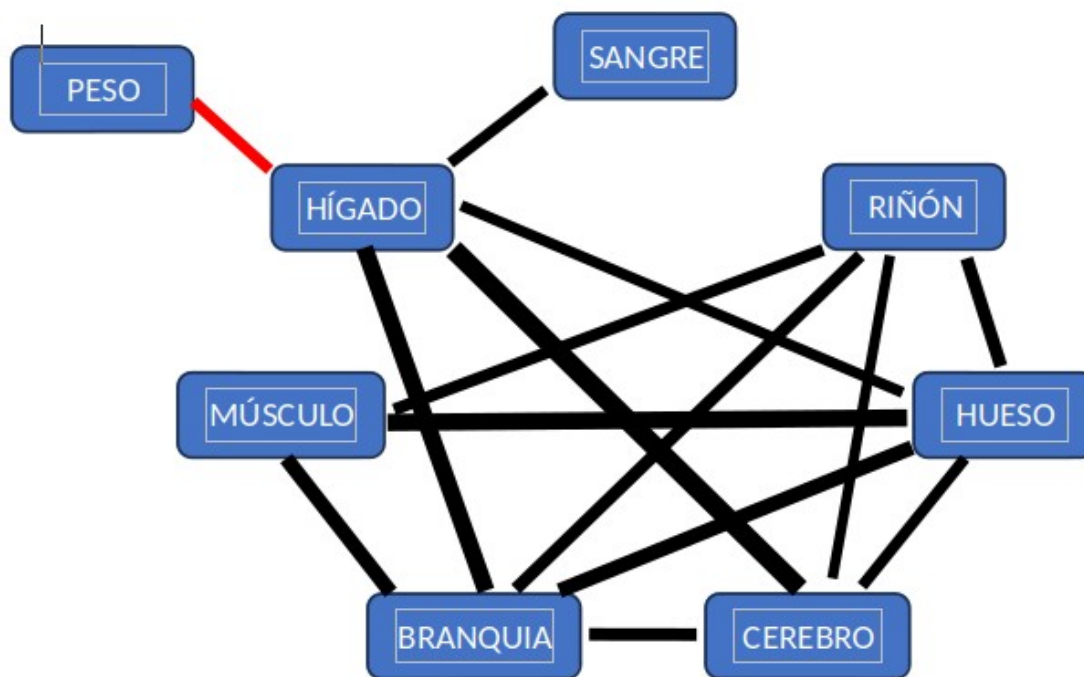


Figura 56: Correlaciones del valor IMBI entre tejidos y con el peso del atún. El grosor de la línea representa la fuerza de la relación (coeficiente de correlación).

Finalmente se realizó un ACP (Figuras 57, 58 y 59). Los datos obtenidos de este análisis fueron los siguientes: KMO=0,696, varianza total explicada de 68,35%, tres componentes (CP1= músculo, hueso, branquia y riñón; CP2= cerebro, hígado y peso; y CP3= sangre). La matriz de componentes se muestra en la Tabla 30.

Tabla 30: Matriz de componentes rotado.

	CP1	CP2	CP3
Músculo	0,818	0,000	-0,142
Hueso	0,810	0,128	0,073
Branquia	0,778	0,325	0,065
Riñón	0,656	-0,080	0,226
Peso	0,130	-0,760	0,257
Cerebro	0,114	0,733	0,100
Hígado	0,417	0,732	0,329
Sangre	0,818	0,000	-0,142

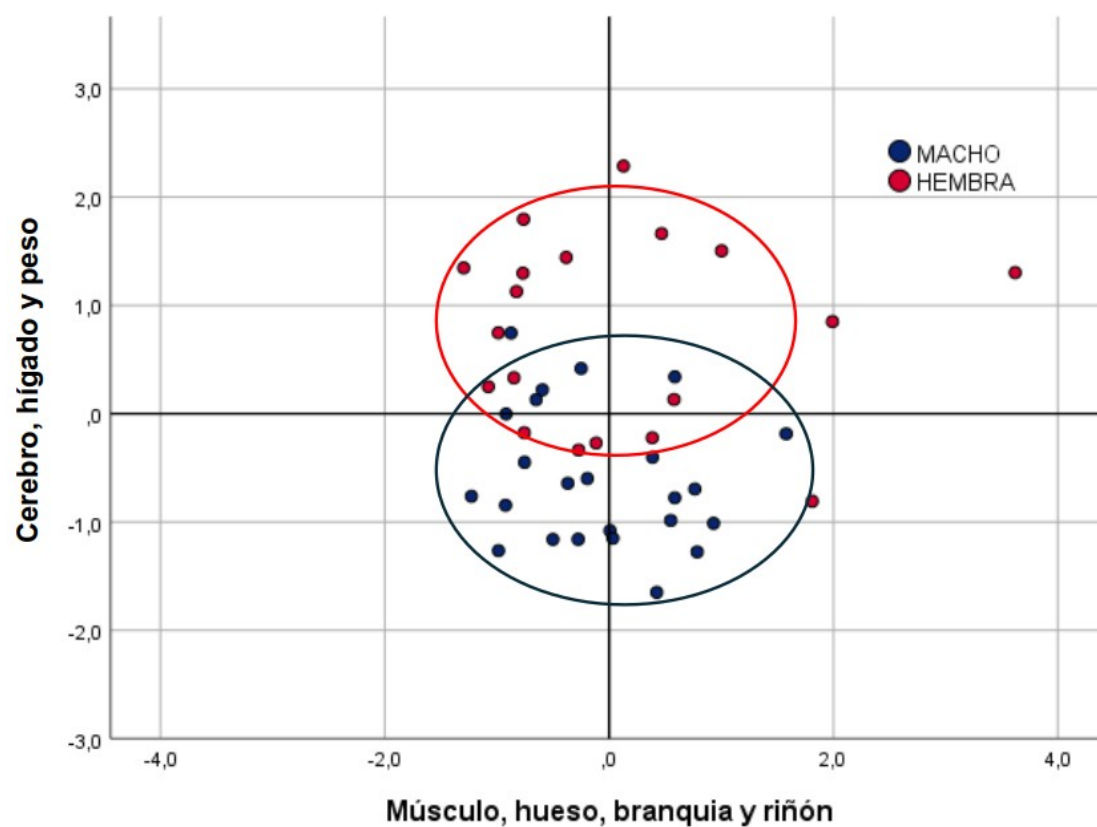


Figura 57: ACP: componentes 1 y 2 según el sexo de los atunes.

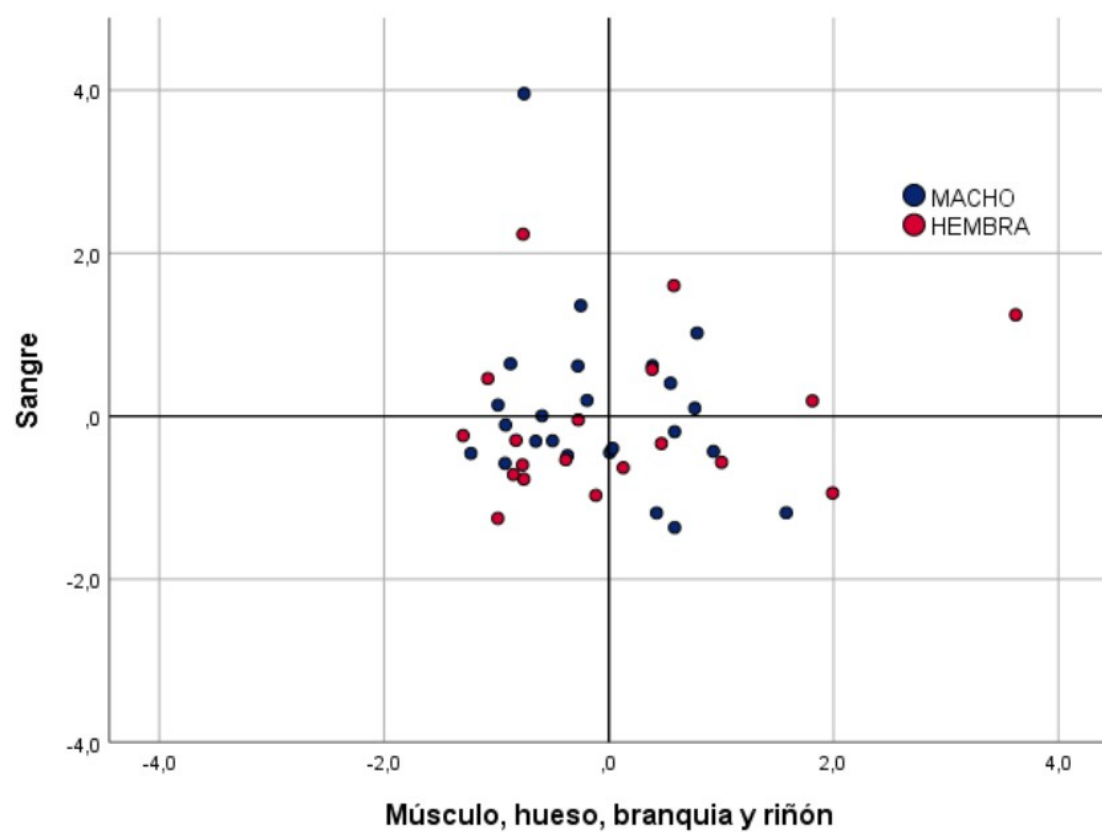


Figura 58: ACP: componentes 1 y 3 según el sexo de los atunes.

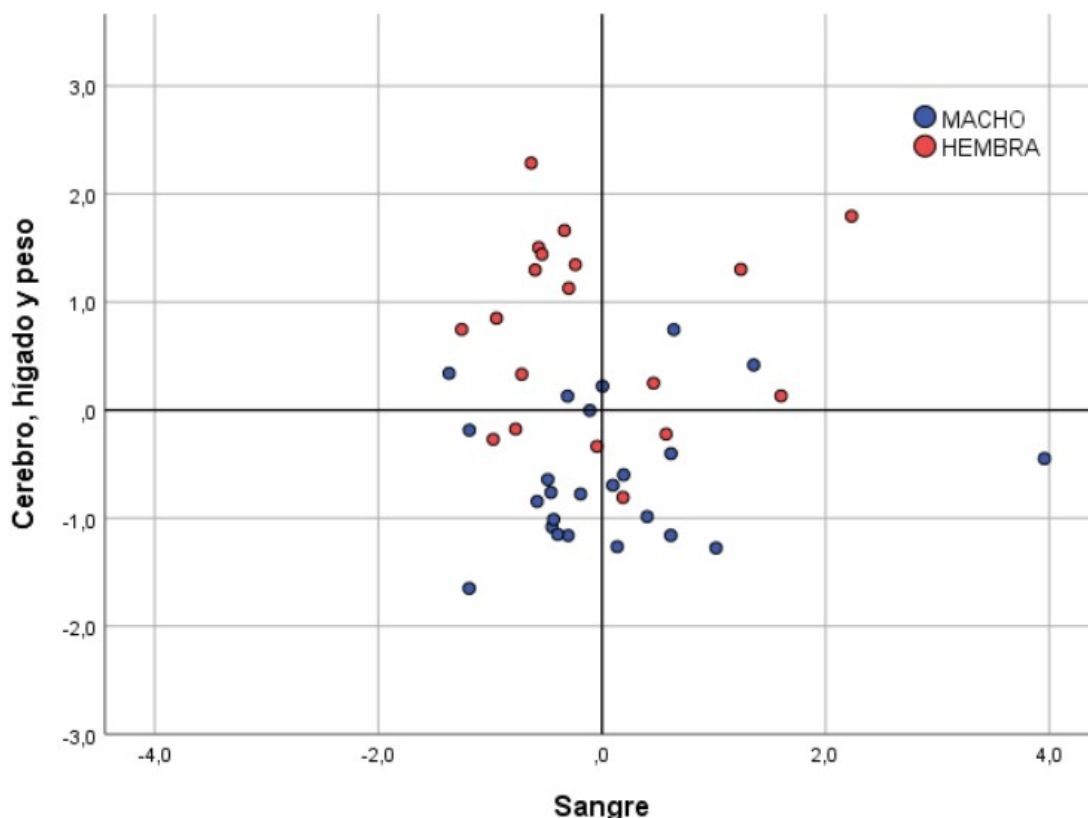


Figura 59: ACP: componentes 2 y 3 según el sexo de los atunes.

Como se puede observar, existe una cierta separación entre machos y hembras con el peso y con los valores de IMBI en los tejidos, mientras que con la sangre esta separación no era visible. Como ya se ha indicado, este indicador es un índice global de los contaminantes estudiados, y al igual que ocurría en el estudio específico de las concentraciones, también se observa con el IMBI un diferente comportamiento en la acumulación según el sexo de los atunes, por lo que debería ser tenido en cuenta en futuros estudios.

7.1. CONCLUSIONES

Para cada grupo de estudio (atunes recién capturados y engordados en cada una de las localizaciones) las concentraciones musculares de Cd, Pb y Hg variaron entre los años de estudio, sin un claro patrón, observándose tanto incrementos como disminuciones de los niveles detectados. Así mismo, en cada año de estudio, la concentración de los metales en los ejemplares de vivero con respecto a los recién capturados tampoco siguió un patrón consistente, aunque podría haber una cierta tendencia a incrementarse la concentración de Pb y Cd y a disminuir la de Hg. Considerando la vigilancia sanitaria obligatoria para este tipo de producto,

sería recomendable hacer un seguimiento integral de las concentraciones de estos metales, en ambas localizaciones y con respecto a los atunes recién capturados.

Con respecto a las relaciones entre las concentraciones de los tres metales en la sangre y en cada tejido, tampoco se observó un patrón uniforme, aunque nuevamente se detectaron diferencias asociadas al sexo de los atunes.

Por otro lado, la mayor concentración de los tres elementos observada en el músculo de las hembras podría tener su explicación en el peso de los ejemplares, aunque en el caso del Hg de los animales muestreados en San Pedro del Pinatar en 2021 la concentración podría estar realmente asociado al sexo. Por ello, sería conveniente intensificar los estudios relacionados con la concentración muscular de estos metales en función del sexo.

Con respecto a la evaluación global a través del IMBI, este índice ha mostrado su utilidad para entender mejor las relaciones entre tejidos con respecto a la acumulación de metales, poniendo de manifiesto la importancia que puede tener el músculo como indicador integral, comparable a tejidos conocidos por su capacidad de acumulación, como el hígado y el riñón. Igualmente, el sexo mostró tener influencia entre tejidos con este indicador, por lo que debería ser considerado en futuros estudios.

8. CONCLUSIONES FINALES

A través de la presente Tesis Doctoral se ha podido conocer de forma simultánea la cinética de distribución de los contaminantes metálicos de mayor interés ambiental y sanitario en sangre y en los principales tejidos (hígado, riñón, músculo, cerebro, hueso y branquia) del atún rojo del Atlántico.

PRIMERA. A pesar de que no se ha identificado un patrón específico de bioacumulación para el Hg ni el Se, los hallazgos sugieren que el músculo es el tejido que acumula en menor medida estos elementos.

SEGUNDA. El Se muestra un papel importante para amortiguar los efectos del Hg, tanto en sangre como en los tejidos estudiados, lo que subraya la importancia de este oligoelemento en productos alimentarios y en los posibles subproductos que puedan ser utilizados a partir de los restos del pescado (huesos, hígado, etc.).

TERCERA. En el caso del Cd, la secuencia de tejidos en función de la concentración del metal estaba muy bien definida al abordar los datos sin considerar el sexo. En el caso del Pb, los tejidos con las concentraciones eran los mismos, independientemente de que el estudio se haga en función del sexo o no. El sexo es una variable a ser considerada en la evaluación cinética de estos metales en la especie.

CUARTA. En el estudio individualizado el hueso se muestra como el tejido que menos acumula Cd y Pb, mientras que en el caso del Hg habría que tener también en consideración al cerebro. En todos los casos, la sangre se posicionaba en un lugar intermedio-bajo en la secuencia de mayor a menor concentración.

QUINTA. Las diferencias en las condiciones hidrodinámicas entre el Polígono de Cultivos Marinos de San Pedro del Pinatar y el de El Gorguel afectan significativamente a la bioacumulación de Hg, Cd y Pb en el atún rojo del Atlántico, siendo más pronunciado el efecto para el Cd y Pb. Estas y otras variables asociadas a la hidrodinámica deberían ser objeto de seguimiento, dadas las tendencias que se han observado con respecto a la concentración muscular de Cd y Pb.

SEXTA. El estudio de la cinética tisular de metales pesados en atún rojo del Atlántico es complejo por diferentes motivos entre los que se incluyen diferencias asociadas al sexo, peso, alimentación (en libertad y en viveros) y características hidrodinámicas de las zonas de engorde, por lo que todas estas variables deberían ser tenidas muy en cuenta en futuros estudios sobre la especie.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Abadin, H., Ashizawa, A., Stevens, Y.-W., Lladós, F., Diamond, G., Sage, G., Citra, M., Quinones, A., Bosch, S.J., Swarts, S.G., 2007. Toxicological Profile for Lead, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) Toxicological Profiles. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US), Atlanta (GA).
- Abascal, F.J., 2004. Biología reproductiva del atún rojo, *Thunnus thynnus* (L.), en el Atlántico Oriental y Mediterráneo (<http://purl.org/dc/dcmitype/Text>). Universidad de Cádiz.
- Acosta-Lizárraga, L.G.; Bergés-Tiznado, M.E.; Bojórquez-Sánchez, C.; Osuna-Martínez, C.C.; Páez-Osuna, F. Bioaccumulation of mercury and selenium in tissues of the mesopelagic fish Pacific hake (*Merluccius productus*) from the northern Gulf of California and the risk assessment on human health. *Chemosphere* 2020, 255, 126941.
- Ajsuvakova, O.P.; Alexey, A.; Tinkov, M.; Aschner, J.; Rocha, B.T.; Michalke, B.; Skalnaya, M.G.; Skalny, A.N.; Butnariu, M.; Dadar, M.; Sarac, I.; Aaseth, J.; Bjørklund, G. Sulfhydryl groups as targets of mercury toxicity. *Coord. Chem. Rev.* 2020, 417, 213343.
- Alzieu, C., Abarnou, A., Bassoullet, P., Boutier, B., Chiffolleau, J.-F., Crenn, I., Derrien, A., Erard-Le Denn, E., Gourmelon, M., Guiliaud, J.-F., Silva Jacinto, R., Le Cann, P., Le Guyader, F., Le Hir, P., L'Yavanc, J., Mauvais, J.-L., Menard, D., Michel, P., Monbet, Y., Pommeypuy, M., Quiniou, F., 1999. Dragages et environnement marin Etat des connaissances.
- Allen, J.W.; Shanker, G.; Tan, K.H.; Aschner, M. The consequences of methylmercury exposure on interactive functions between astrocytes and neurons. *Neurotoxicology* 2002, 23, 755-759.
- Amiard, J.-C., Amiard-Triquet, C., Metayer, C., Marchand, J., Ferre, R., 1980. Etude du transfert DE Cd, Pb, Cu ET Zn dans les chaines trophiques neritiques et estuariennes—I. Etat dans l'estuaire interne de la loire (France) au cours de l'ete 1978. *Water Res.* 14, 665-673. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90125-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90125-6)
- Angel, B.M., Apte, S.C., Batley, G.E., Raven, M.D., Angel, B.M., Apte, S.C., Batley, G.E., Raven, M.D., 2015. Lead solubility in seawater: an experimental study. *Environ. Chem.* 13, 489-495. <https://doi.org/10.1071/EN15150>
- Angelo, R.T., Cringan, M.S., Chamberlain, D.L., Stahl, A.J., Haslouer, S.G., Goodrich, C.A., 2007. Residual effects of lead and zinc mining on freshwater mussels in the

- Spring River Basin (Kansas, Missouri, and Oklahoma, USA). *Sci. Total Environ.* 384, 467–496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.05.045>.
- Annibaldi, A.; Truzzi, C.; Carnevali, O.; Pignalosa, P.; Api, M.; Scarponi, G.; Illuminati, S. Determination of Hg in farmed and wild Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) muscle. *Molecules* 2019, 24, E1273.
- Aoshima, K., 2012. Itai-itai disease: cadmium-induced renal tubular osteomalacia. *Nihon Eiseigaku Zasshi Jpn. J. Hyg.* 67, 455–463. <https://doi.org/10.1265/jjh.67.455>
- Acosta, V., Lodeiros, C., Nusetti, O., & Lemus, M. (2013). Biocumulación y efecto del cadmio en juveniles del mejillón verde *Perna viridis* (L. 1758) (Mytiloidea: Mytilidae). *Saber*, 25(1).
- Araújo, C.V.M., Cedeño-Macias, L.A., 2016. Heavy metals in yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) landed on the Ecuadorian coast. *Science of The Total Environment* 541, 149–154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.090>
- ATSDR, 1999. Toxicological Profile for Cadmium (update). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia, pp. 1–397 8NO ES 1999b)
- ATSDR, 2022. Substance Priority List.
- Bacci, E. Mercury in the Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* 1989, 20, 59–63.
- Baglin, R.E., 1982. Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. *Fish. Bull.* 80, 121–134.
- Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M.R., Sadeghi, M., 2021. Toxic Mechanisms of Five Heavy Metals: Mercury, Lead, Chromium, Cadmium, and Arsenic. *Frontiers in Pharmacology* 12, 643972. <https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Barwick, M., Maher, W., 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar. Environ. Res.* 56, 471–502. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(03\)00028-X](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(03)00028-X)
- Bastos, W.R.; Dórea, J.G.; Bernardi, J.V.E.; Manzatto, A.G.; Mussu, M.H.; Lauthartte, L.C.; Lacerda, L.D.; Malm, O. Sex-related mercury bioaccumulation in fish from the Madeira River, Amazon. *Environ. Res.* 2016, 144, 73–80.

- Baptista, M., Azevedo, O., Figueiredo, C., Paula, J.R., Santos, M.T., Queiroz, N., Rosa, R., Raimundo, J., 2019. Body size and season influence elemental composition of tissues in ocean sunfish *Mola mola* juveniles. *Chemosphere* 223, 714–722. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.061>
- Bellanger, M.; Pichery, C.; Aerts, D.; Berglund, M.; Castaño, A.; Cejchanová, M.; Crettaz, P.; Davidson, F.; Esteban, M.; Fischer, M.E.; Gurzau, A.E.; Halzlova, K.; Katsonouri, A.; Knudsen, L.E.; Kolossa-Gehring, M.; Koppen, G.; Ligocka, D.; Miklavčič, A.; Reis, M.F.; Rudnai, P.; Tratnik, J.S.; Weihe, P.; Budtz-Jørgensen, E.; Grandjean, P. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: monetary value of neurotoxicity prevention. *Environ. Health* 2013, 12, 3.
- Benavides, M.P., Gallego, S., Tomaro, M., 2005. Cadmium Toxicity in Plants. *Braz. J. Plant Physiol.* 17, 21–34. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100003>
- Benoit, J., Gilmour, C., Heyes, A., Mason, R., Miller, C., 2003. Geochemical and Biological Controls Over Methylmercury Production and Degradation in Aquatic Ecosystems, in: *Biogeochemistry of Environmentally Important Trace Elements*, ACS Symposium Series. American Chemical Society, pp. 262–297. <https://doi.org/10.1021/bk-2003-0835.ch019>
- Benoit JM, Gilmour CC, Mason RP, Riedel GS, Riedel GF. Behavior of mercury in the Patuxent River estuary. *Biogeochemistry* 1998;40:249–65
- Benoit, J.M., Gilmour, C.C., Mason, R.P., Heyes, A., 1999. Sulfide Controls on Mercury Speciation and Bioavailability to Methylating Bacteria in Sediment Pore Waters. *Environ. Sci. Technol.* 33, 951–957. <https://doi.org/10.1021/es9808200>
- Berglund, M., Akesson, A., Bjellerup, P., Vahter, M., 2000. Metal-bone interactions. *Toxicology Letters* 15, 1121–13. [https://doi.org/10.1016/s0378-4274\(99\)00272-6](https://doi.org/10.1016/s0378-4274(99)00272-6)
- Bernhard, M.; Renzoni, A. Mercury concentration in Mediterranean marine organisms and their environment: natural and anthropogenic origin. *Thalassia Jugosl.* 1977, 13, 265.
- Berntssen, M.H.G., Waagbo, H., Toften, H., Lundebye, A.K., 2003. Effects of dietary cadmium on calcium homeostasis, Ca mobilization and bone deformities in Atlantic salmon (*Salmo salar* L) parr. *Aquaculture Nutrition* 9, 175–183. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2095.2003.00245.x>
- Berntssen, M.; Hylland, K.; Julshamn, K.; Lundebye, A.K.; Waagbø, R. Maximum limits of organic and inorganic mercury in fish feed. *Aquac. Nutr.* 2004, 10, 83–97.
- Besada, V., González, J.J., Schultze, F., 2006. Mercury, cadmium, lead, arsenic, copper and zinc concentrations in albacore, yellowfin tuna and bigeye tuna from the Atlantic Ocean. *Ciencias Marinas* 32, 439–445. <https://doi.org/10.7773/cm.v32i22.1083>
- Bielmyer, G.K., Tomasso, J., Klaine, S.J., 2006. Physiological Responses of Hybrid

Striped Bass to Aqueous Copper in Freshwater and Saltwater. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 50, 531–538.
<https://doi.org/10.1007/s00244-005-0131-7>

Bijman, J., Muradian, R., Cechin, A.D., 2011. Agricultural cooperatives and value chain coordination, in: *Value Chains, Inclusion and Endogenous development. Contrasting Theories and Realities*. Routledge, pp. 82–101.

Bjørklund, B.; Aaseth, J.; Ajsuvakovad, O.P.; Nikonorova, A.A.; Skalny, A.V.; Skalnay, M.G.; Tinkov, A.A. Molecular interaction between mercury and selenium in neurotoxicity. *Coord. Chem. Rev.* 2017, 332, 30–37.

Block, B.A., Teo, S.L.H., Walli, A., Boustany, A., Stokesbury, M.J.W., Farwell, C.J., Weng, K.C., Dewar, H., Williams, T.D., 2005. Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin tuna. *Nature* 434, 1121–1127.
<https://doi.org/10.1038/nature03463>

Block, B.A., Whitlock, R., Schallert, R.J., Wilson, S., Stokesbury, M.J.W., Castleton, M., Boustany, A., 2019. Estimating Natural Mortality of Atlantic Bluefin Tuna Using Acoustic Telemetry. *Sci. Rep.* 9, 4918. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40065-z>

Bonda, E., Włostowski, T., Krasowska, A., 2007. Cadmium metabolism and toxicity in human and animals. *Kosmos Problemy Nauk Biologicznych* 87–97.

Botté, A., Seguin, C., Nahrgang, J., Zaidi, M., Guery, J., Leignel, V., 2022. Lead in the marine environment: concentrations and effects on invertebrates. *Ecotoxicol. Lond. Engl.* 31, 194–207. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02504-4> Epub 2022 Jan 17. PMID: 35037181

Boughammoura, S., Kessabi, K., Chouchene, L., Messaoudi, I., 2013. Effects of cadmium and high temperature on some parameters of calcium metabolism in the killifish (*Aphanius fasciatus*). *Biological Trace Element Research* 154, 73–80.
<https://doi.org/10.1007/s12011-013-9714-8>.

Bourdineaud, J.-P., Baudrimont, M., Gonzalez, P., Moreau, J.-L., 2006. Challenging the model for induction of metallothionein gene expression. *Biochimie* 88, 1787–1792. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2006.07.021>

Bradford, M.A., Mallory, M.L., O'Driscoll, N.J., 2022. The Complex Interactions Between Sediment Geochemistry, Methylmercury Production, and Bioaccumulation in Intertidal Estuarine Ecosystems: A Focused Review. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 110, 26. <https://doi.org/10.1007/s00128-022-03653-w>

Bradley, M.A.; Barst, B.D.; Basu, N. A review of mercury bioavailability in humans and fish. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 14, 169.

- Breckenridge, R., Manguba, M., Anderson, P., Bartish, T., 2002. Using Biomonitoring Data For Stewardship Of Natural Resources, in: Hoffman, D., Rattner, B., Allen Burton Jr, G., Cairns Jr, J. (Eds.), Handbook of Ecotoxicology. CRC Press, Washington, pp. 233–255. <https://doi.org/10.1201/9781420032505.ch10>
- Bridges, C., Borutta, F., Schulz, S., Na’amnieh, S., Vassallo Agius, R., Psaila, M., Ellul, S., 2021. TUNA OCEAN RESTOCKING (TOR) PILOT STUDY -LONG-TERM GROWTH RATES AND FOOD CONVERSION RATIOS IN ATLANTIC BLUEFIN TUNA BROODSTOCK IN CAPTIVITY.
- Brügmann, L., 1981. Heavy metals in the Baltic Sea. Mar. Pollut. Bull. 12, 214–218. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(81\)90174-0](https://doi.org/10.1016/0025-326X(81)90174-0)
- Bruland, K.W., Knauer, G.A., Martin, J.H., 1978. Zinc in north-east Pacific water. Nature 271, 741–743. <https://doi.org/10.1038/271741a0>
- Bruland, K.W., Lohan, M.C., 2003. Controls of Trace Metals in Seawater. Treatise Geochem. 6, 625. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/06105-3>
- Bryan, G.W., Langston, W.J., 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. Environ. Pollut. 76, 89–131. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(92\)90099-V](https://doi.org/10.1016/0269-7491(92)90099-V)
- Burger, J.; Gochfeld, M. Heavy metals in commercial fish in New Jersey. Environ. Res. 2005, 99, 403–412.
- Burger, J.; Gochfeld, M.; Shukla, T.; Jeitner, C.; Burke, S.; Donio, M.; Shukla, S.; Snigaroff, R.; Snigaroff, D.; Stamm, T.; Volz, C. Heavy metals in Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) from the Aleutians: location, age, size, and risk. J. Toxicol. Environ. Health 2007, 70, 1897–1911.
- Burger, J.; Gochfeld, M. Selenium and mercury molar ratios in commercial fish from New Jersey and Illinois: Variation within species and relevance to risk communication. Food Chem. Toxicol. 2013, 57, 235–245.
- Burger, J.; Jeitner, C.; Donio, M.; Pittfield, T.; Gochfeld, M. Mercury and selenium levels, and selenium:mercury molar ratios of brain, muscle and other tissues in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from New Jersey, USA. Sci. Total Environ. 2013, 15, 278–286.
- Bustamante, P., Morales, C., Mikkelsen, B., Dam, M., Caurant, F., 2004. Trace element bioaccumulation in grey seals *Halichoerus grypus* from the Faroe Islands. Marine Ecology Progress Series 267, 291–301. <https://doi.org/10.3354/meps267291>
- Canli, M., Atli, G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb,

- Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution* 121, 129–136. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00194-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00194-X)
- Cardoso, T.P.; Mársico, E.T.; Medeiros, R.J.; Tortelly, R.; Sobreiro, L.G. Mercury level and histopathologic analysis of muscle, kidney and brain of largehead hairtail (*Trichiurus lepturus*) collected in Itaipu beach-Niterói, Rio de Janeiro, Brazil. *Cienc. Rural* 2009, 39, 540–546.
- Cardwell, R.D., Deforest, D.K., Brix, K.V., Adams, W.J., 2013. Do Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn biomagnify in aquatic ecosystems? *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 226, 101–122. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6898-14>
- Cao, L., Huang, W., Shan, X., Ye, Z., Dou, S., 2012. Tissue-specific accumulation of cadmium and its effects on antioxidative responses in Japanese flounder juveniles. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 33, 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2011.10.003>
- Caurant, F., Aubail, A., Lahaye, V., van Canneyt, O., Rogan, E., López, A., Addink, M., Churlaud, C., Robert, M., Bustamante, P., 2006. Lead contamination of small cetaceans in European waters - The use of stable isotopes for identifying the sources of lead exposure. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.03.007>
- Celis, J., Espejo, W., Barra, R., González-Acuña, D., González, F., Jara, S., 2015. Assessment of trace metals in droppings of Adélie penguins (*Pygoscelis adeliae*) from different locations of the Antarctic Peninsula area. *Adv. Polar Sci.* 26, 1–7. <https://doi.org/10.13679/j.advps.2015.1.00001>
- Chapman, P.M., Wang, F., 2001. Assessing sediment contamination in estuaries. *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 3–22. <https://doi.org/10.1002/etc.5620200102>
- Chase, B.C., 2002. Differences in diet of Atlantic tuna (*Thunnus thynnus*) at five seasonal feeding grounds of the New England continental shelf. *Fish. Bull.* 100, 168–180.
- Chen, C., Amirbahman, A., Fisher, N., Harding, G., Lamborg, C., Nacci, D., Taylor, D., 2008. Methylmercury in marine ecosystems: spatial patterns and processes of production, bioaccumulation, and biomagnification. *EcoHealth* 5, 399–408. <https://doi.org/10.1007/s10393-008-0201-1>
- Chen, C.-W., Kao, C.-M., Chen, C.-F., Dong, C.-D., 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere* 66, 1431–1440. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.030>
- Cheng, C., Fu, Y., Shen, L., Gerstein, M., 2013. Identification of yeast cell cycle regulated genes based on genomic features. *BMC Syst. Biol.* 7, 70.

<https://doi.org/10.1186/1752-0509-7-70>

Chen, C.-Y., Chen, Y.-T., Chen, K.-S., Hsu, C.-C., Liu, L.-L., Chen, H.-S., Chen, M.-H., 2018. Arsenic and five metal concentrations in the muscle tissue of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Atlantic and Indian Oceans. *Marine Pollution Bulletin* 129, 186–193. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.028>

Chiarelli, R., Agnello, M., Bosco, L., Roccheri, M.C., 2014. Sea urchin embryos exposed to cadmium as an experimental model for studying the relationship between autophagy and apoptosis. *Mar. Environ. Res., Sensing the marine environment using different animal models and levels of complexity* 93, 47–55. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.06.001>.

Choi, C. Y., An, K. W., Nelson, E. R., & Habibi, H. R. (2007). Cadmium affects the expression of metallothionein (MT) and glutathione peroxidase (GPX) mRNA in goldfish, *Carassius auratus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 145(4), 595–600.

Chouvelon, T., Brach-Papa, C., Auger, D., Bodin, N., Bruzac, S., Crochet, S., Degroote, M., Hollanda, S.J., Hubert, C., Knoery, J., Munsch, C., Puech, A., Rozuel, E., Thomas, B., West, W., Bourjea, J., Nikolic, N., 2017. Chemical contaminants (trace metals, persistent organic pollutants) in albacore tuna from western Indian and south-eastern Atlantic Oceans: Trophic influence and potential as tracers of populations. *Science of The Total Environment* 596–597, 481–495. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.048>

Cinnirella, S., Bruno, D. E. Pirrone, N., Horvat, M., Živković, I., Evers, D. C., Johnson, S. Sunderland Mercury concentrations in biota in the Mediterranean Sea, a compilation of 40 years of surveys, www.nature.com/scientificdata. 2019

Cizdziel, J.; Hinnert, T.; Cross, C.; Pollard, J. Distribution of mercury in the tissues of five species of freshwater fish from Lake Mead, U.S.A. *J. Environ. Monit.* 2003, 5, 802–807.

Clarke, T.L., Lesht, B., Young, R.A., Swift, D.J.P., Freeland, G.L., 1982. Sediment resuspension by surface-wave action: An examination of possible mechanisms. *Mar. Geol.* 49, 43–59. [https://doi.org/10.1016/0025-3227\(82\)90028-7](https://doi.org/10.1016/0025-3227(82)90028-7)

Clemens, S., 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie, Facets of Environmental Nuclear Toxicology* 88, 1707–1719. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2006.07.003>

Collette, B.B., 1986. Scombridae, in: Whitehead Peter James Palmer, Bauchot Marie-Louise, Hureau Jean-Claude (Eds.), *Fishes of the North-Eastern Atlantic and*

the Mediterranean. Unesco, Paris, pp. 981–997.

Collette, B.B., Nauen, C.E., 1983. Scombrids of the world : an annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos, and related species known to date, FAO SPECIES CATALOGUE. FAO Fisheries Synopsis.

Collette, B.B., Reeb, C., Block, B.A., 2001. Systematics of the tunas and mackerels (Scombridae), in: Fish Physiology, Tuna: Physiology, Ecology, and Evolution. Academic Press, pp. 5–35. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(01\)19002-3](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(01)19002-3)

Comisión Europea, 2023. 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) n° 1881/2006, OJ L.

Corriero, A., Desantis, S., Deflorio, M., Acone, F., Bridges, C.R., De la Serna, J.M., Megalofonou, P., De Metrio, G., 2003. Histological investigation on the ovarian cycle of the bluefin tuna in the western and central Mediterranean. J. Fish Biol. 63, 108–119. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00132.x>

Corriero, A., Karakulak, F., Santamaria, N., Deflorio, M., Spedicato, D., Addis, P., Desantis, S., Cirillo, F., Fenech-Farruggia, A., Vassallo-Agius, R., dela, J.M., Oray, Y., Cau, A., Megalofonou, P., De, G., 2005. Size and age at sexual maturity of female bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L. 1758) from the Mediterranean Sea. J. Appl. Ichthyol. 21, 483–486. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00700.x>

Cort, J.L., 1991. Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the northeast Atlantic. ICCAT Collective Volume of Scientific Papers 35, 213–230.

Cort, J.L., 2007. El enigma del atún rojo reproductor del Atlántico nororiental. Bedia Artes Gráficas, SC, Santander.

Cortés-Gómez, A.A., Fuentes-Mascorro, G., Romero, D., 2014. Metals and metalloids in whole blood and tissues of Olive Ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) from La Escobilla Beach (Oaxaca, Mexico). Mar. Pollut. Bull. 89, 367–375. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.035>.

Cortés-Gómez, A.A., Romero, D., Girondot, M., 2018. Carapace asymmetry: A possible biomarker for metal accumulation in adult olive Ridleys marine turtles? Marine Pollution Bulletin 129, 92–101. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.020>

Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia-Barelli, M., Roméo, M., (1993). Le plomb en milieu marin, biogéochimie et écotoxicologie. *Reperes océan* n_3, IFREMER

Cossa, D.; Harmelin-Vivien, M.; Mellon-Duval, C.; Loizeau, V.; Averty, B.; Crochet,

S.; Chou, L.; Cadiou, J.F. Influences of Bioavailability, Trophic Position, and Growth on Methylmercury in Hakes (*Merluccius merluccius*) from North-western Mediterranean and North-eastern Atlantic. *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 4885–4893.

Covelli, S., Petranich, E., Pavoni, E., Signore, S., 2021. Can Sediments Contaminated by Mining be a Source of Mercury in the Coastal Environment Due to Dredging? Evidence from Thermo-Desorption and Chemical Speciation. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 106, 942–948. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03159-x>

Croteau, R.B., Davis, E.M., Ringer, K.L., Wildung, M.R., 2005. (-)-Menthol biosynthesis and molecular genetics. *Naturwissenschaften* 92, 562–577. <https://doi.org/10.1007/s00114-005-0055-0>

Cullen, J., Maldonado, M., 2013. Biogeochemistry of Cadmium and Its Release to the Environment. *Met. Ions Life Sci.* 11, 31–62. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5179-8_2

Dabas, A., Nagpure, N., Kumar, R., Kushwaha, B., Kumar, Dr.P., Lakra, W., 2011. Assessment of Tissue-Specific Effect of Cadmium on Antioxidant Defense System and Lipid Peroxidation in Freshwater Murrel, *Channa Punctatus*. *Fish Physiol. Biochem.* 38, 469–82. <https://doi.org/10.1007/s10695-011-9527-7>

Dabas, A., Nagpure, S., Kumar, R., Kushwaha, B., Kumar, P., Lakra, W.S.. Assessment of tissue-specific effect of cadmium on antioxidant defense system and lipid peroxidation in freshwater murrel, *Channa punctatus*. *Fish Physiol Biochem* (2012) 38:469–482. DOI 10.1007/s10695-011-9527-7

Darling, C., Thomas, V., 2005. Lead bioaccumulation in earthworms, *Lumbricus terrestris*, from exposure to lead compounds of differing solubility. *Sci. Total Environ.* 346, 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.011>

Das, P., Samantaray, S., Rout, G., 1997. Studies on Cadmium Toxicity in Plants: A Review. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 665, 29–36. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00110-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00110-3).

de Almeida Rodrigues, P.; Ferrari, R.G.; Dos Santos, L.N.; Conte Junior, C.A. Mercury in aquatic fauna contamination: A systematic review on its dynamics and potential health risks. *J. Environ. Sci.* 2019, 84, 205–218.

de Baar, H.J.W., Saager, P.M., Nolting, R.F., van der Meer, J., 1994. Cadmium versus phosphate in the world ocean. *Mar. Chem.* 46, 261–281. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(94\)90082-5](https://doi.org/10.1016/0304-4203(94)90082-5)

- De Conto Cinier, C., Petit-Ramel, M., Faure, R., Garin, D., 1997. Cadmium Bioaccumulation in Carp (*Cyprinus carpio*) Tissues during Long-Term High Exposure: Analysis by Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 38, 137-143.
<https://doi.org/10.1006/eesa.1997.1569>
- de-la-Gándara, F. (Fernando), Belmonte, A. (Antonio), 2008. El cultivo del atún rojo *Thunnus thynnus*. Fundación Observatorio Español de Acuicultura, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- de Almeida Rodrigues P, Ferrari RG, Kato LS, Hauser-Davis RA, Conte-Junior CA. A Systematic Review on Metal Dynamics and Marine Toxicity Risk Assessment Using Crustaceans as Bioindicators. *Biol Trace Elem Res*. 2022 Feb;200(2):881-903. doi: 10.1007/s12011-021-02685-3. Epub 2021 Mar 31. PMID: 33788164.
- de-la-Gándara, F., Ortega-García, A., 2013. Cultivo de escómbridos: el atún rojo y el bonito atlántico, in: MAGRAMA (Ed.), Diversificación de especies en la piscicultura marina española. Secretaría General Técnica, pp. 283-320.
- De Smet, H., De Wachter, B., Lobinski, R., Blust, R., 2001. Dynamics of (Cd,Zn)-metallothioneins in gills, liver and kidney of common carp *Cyprinus carpio* during cadmium exposure. *Aquatic Toxicology* 52, 269-281.
[https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(00\)00136-3](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(00)00136-3)
- Di Bella, G.; Potortì, A.G.; Lo Turco, V.; Bua, D.; Licata, P.; Cicero, N.; Dugo, G. Trace Elements in *Thunnus thynnus* from Mediterranean Sea and benefit-risk assessment for consumers. *Food Addit. Contam. Part B Surveill*. 2015, 8, 175-181.
- Directiva 98/70/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 13 de octubre de 1998, relativa a calidad de la gasolina y por la que se modifica la Directiva 93/12/CEE del Consejo. *Diario Oficial de la Unión europea L 350*, de 28 de diciembre 1998, pp 58-67 (Vistas las modificaciones Directiva 2000/71/CE de la Comisión de 7 de noviembre, Directiva 2003/17/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 3 de marzo, Reglamento (CE) no 1882/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo de 29 de septiembre.
- Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy Text with EEA relevance, L.;
- Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC (Text with EEA relevance), OJ L.

Djedjibegovic, J., Marjanovic, A., Tahirovic, D., Caklovica, K., Turalic, A., Lugusic, A., Omeragic, E., Sober, M., Caklovica, F., 2020. Heavy metals in commercial fish and seafood products and risk assessment in adult population in Bosnia and Herzegovina. *Scientific Reports* 10, 13238. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70205-9>

DelValls, T.A., Conradi, M., 2000. Avances en ecotoxicología marina: comparación entre tests de laboratorio y estudios in situ para la evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos. *Cienc. Mar.* 26, 39–64.
<https://doi.org/10.7773/cm.v26i1.572>

Denizeau F, Marion M. Toxicity of cadmium, copper, and mercury to isolated trout hepatocytes. *Can J Fish Aquat Sci* 1990;47:1038–42.

Derraik, J., 2002. The Pollution of the Marine Environment by Plastic Debris: A Review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842–52. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)

Désy, J., Amyot, M., Bernadette, P.-A., Campbell, P., 2002. Relating cadmium concentrations in three macrophyte-associated freshwater invertebrates to those in macrophytes, water and sediments. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 120, 759–69. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00174-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00174-4).

Di Bella, G.; Potortì, A.G.; Lo Turco, V.; Bua, D.; Licata, P.; Cicero, N.; Dugo, G. Trace Elements in Thunnus Thynnus from Mediterranean Sea and benefit-risk assessment for consumers. *Food Addit. Contam. Part B Surveill.* 2015, 8, 175–181.

Díaz, J., Torreblanca, A., Del Ramo, J., 1993. Presencia de metales en el medio acuático, in: Mas, A., Azcue, J.M. (Eds.), *Metales En Sistemas Biológicos*. Promociones y Publicaciones Universitarias, Barcelona, pp. 187–206.

Diaz, R.J., Rosenberg, R., 2008. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321, 926–929.
<https://doi.org/10.1126/science.1156401>.

Dickson, K., Graham, J., 2004. Evolution and Consequences of Endothermy in Fishes. *Physiol. Biochem. Zool.* PBZ 77, 998–1018. <https://doi.org/10.1086/423743>

Directiva 98/70/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 13 de octubre de 1998 relativa a la calidad de la gasolina y el gasóleo y por la que se modifica la Directiva 93/12/CEE del Consejo, OJ L.

Dobaradaran, S., Naddafi, K., Nazmara, S., Ghaedi, H., 2010. Heavy metals (Cd, Cu, Ni and Pb) content in two fish species of Persian Gulf in Bushehr Port, Iran. *African Journal of Biotechnology* 9, 6191–6193. <https://doi.org/10.4314/ajb.v9i37>

Donaldson, M., Cooke, S., Patterson, D., Macdonald, J., 2008. Cold shock and fish. *J. Fish Biol.* 73, 1491–1530. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.02061.x>

Drira, Z., Sahnoun, H., Ayadi, H., 2017. Spatial Distribution and Source Identification of Heavy Metals in Surface Waters of Three Coastal Areas of Tunisia. *Pol. J. Environ. Stud.* 26, 1057–1069. <https://doi.org/10.15244/pjoes/67529>

Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, Jacob DJ, Pirrone N. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environ Sci Technol.* 2013 May 21;47(10):4967-83. doi: 10.1021/es305071v. Epub 2013 May 3. PMID: 23590191; PMCID: PMC3701261

Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E., Tack, F.M.G., 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. *Sci. Total Environ.* 407, 3972–3985. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.025>

Duruibe, J., C, O., Ekwurugwu, J., 2007. Heavy Metal Pollution and Human Biotoxic Effects. *Int J Phys Sci* 2, 112–118.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA J.* 2012, 10, 2985.

EFSA NDA Panel (EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies). Scientific Opinion on health benefits of seafood (fish and shellfish) consumption in relation to health risks associated with exposure to methylmercury. *EFSA J.* 2014, 12(7), 3761.

EFSA Scientific Committee. Statement on the benefits of fish/seafood consumption compared to the risks of methylmercury in fish/seafood. *EFSA J.* 2015, 13(1), 3982.

Eisler, R., 1993. Zinc Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review (No. Report 26 ; Biological Report 10.), Contaminant Hazard Reviews. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.

Eisler, R., 1985. Cadmium Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review (No. Report 2 ; Biological Report 85(1.2)), Contaminant Hazard Reviews. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.

Eisler, R., 2010. Compendium of Trace Metals and Marine Biota: 2 Vertebrates - 1st Edition. Elsevier [WWW Document]. URL <https://shop.elsevier.com/books/compendium-of-trace-metals-and-marine-biota/eisler/978-0-444-53437-8> (accessed 9.30.23).

El-Moselhy, Kh.M., Othman, A.I., Abd El-Azem, H., El-Metwally, M.E.A., 2014. Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt.

Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences 1, 97–105.

<https://doi.org/10.1016/j.ejbas.2014.06.001>

Fakhri, Y., Mohseni-Bandpei, A., Oliveri Conti, G., Ferrante, M., Cristaldi, A., Jeihooni, A.K., Karimi Dehkordi, M., Alinejad, A., Rasoulzadeh, H., Mohseni, S.M., Sarkhosh, M., Keramati, H., Moradi, B., Amanidaz, N., Baninameh, Z., 2018. Systematic review and health risk assessment of arsenic and lead in the fished shrimps from the Persian gulf. Food Chem. Toxicol. Int. J. Publ. Br. Ind. Biol. Res. Assoc. 113, 278–286. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2018.01.046>

FAO (Ed.), 1994. World review of highly migratory species and straddling stocks, FAO fisheries technical paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy

Farina, M.; Avila, D.S.; Da Rocha, J.B.T.; Aschner, M. Metals, oxidative stress and neurodegeneration: a focus on iron, manganese and mercury. Neurochem. Int. 2013, 62, 575–594.

Faroon, O., Ashizawa, A., Wright, S., Tucker, P., Jenkins, K., Ingerman, L., Rudisill, C., 2012. Toxicological Profile for Cadmium, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) Toxicological Profiles. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US), Atlanta (GA).

Farwell C.J., 2003. Management of captive tuna: Collection and transportation, holding facilities, nutrition, growth, and water quality, in: Bridges C.R., García A., Gordin H. (Eds.), Domestication of the Bluefin Tuna *Thunnus Thynnus Thynnus*, Cahiers Options Méditerranéennes. Zaragoza : CIHEAM, pp. 65–68.

Fatima, G., Raza, A.M., Hadi, N., Nigam, N., Mahdi, A.A., 2019. Cadmium in Human Diseases: It's More than Just a Mere Metal. Indian J. Clin. Biochem. IJCB 34, 371–378. <https://doi.org/10.1007/s12291-019-00839-8>

Feng, X., Simpson, A.J., Wilson, K.P., Dudley Williams, D., Simpson, M.J., 2008. Increased cuticular carbon sequestration and lignin oxidation in response to soil warming. Nat. Geosci. 1, 836–839. <https://doi.org/10.1038/ngeo361>

Ferm, V. H.. and Layton, W. M., Jr. (1981). Teratogenic and mutagenic effects of cadmium, III “Biogeochemistry of Cadmium” (J. O. Nriagu, Ed.). Wiley. New York, in press

Fernández Galindo, B. (2012). Evaluación de respuestas bioquímicas y anormalidades cito-genotóxicas en mejilón silvestre (*Mytilus galloprovincialis*) como biomarcadores de contaminación ambiental Tesis doctoral. Universidad de Murcia.

Ferreira-Rodríguez N, Castro AJ, Tweedy BN, Quintas-Soriano C, Vaughn CC. Mercury consumption and human health: Linking pollution and social risk perception in the southeastern United States. *J Environ Manage*. 2021 Mar 15;282:111528. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111528. Epub 2020 Nov 7. PMID: 33172704.

Ferrero, R.C., Kolak, J.J., Bills, D.J., Bowen, Z.H., Cordier, D.J., Gallegos, T.J., Hein, J.R., Kelley, K.D., Nelson, P.H., Nuccio, V.F., Schmidt, J.M., Seal II, R.R., 2012. U.S. Geological Survey Energy and Minerals science strategy (Public Review Release No. 2012-1072), U.S. Geological Survey Energy and Minerals science strategy: A resource lifecycle approach, Open-File Report. U.S. Geological Survey, Reston, VA. <https://doi.org/10.3133/cir1383D>

Filipović, V., Raspor, B., 2003. Metallothionein and metal levels in cytosol of liver, kidney and brain in relation to growth parameters of *Mullus surmuletus* and *Liza aurata* from the Eastern Adriatic Sea. *Water Research* 37, 3253-3262. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00162-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00162-3)

Fishbein, L., 1981. Sources, transport and alterations of metal compounds: an overview. I. Arsenic, beryllium, cadmium, chromium, and nickel. *Environ. Health Perspect.* 40, 43-64. <https://doi.org/10.1289/ehp.814043>

Flora, S.J.S., Flora, G., Saxena, G., 2006. Chapter 4 - Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning, in: Casas, J.S., Sordo, J. (Eds.), *Lead*. Elsevier Science B.V., Amsterdam, pp. 158-228. <https://doi.org/10.1016/B978-044452945-9/50004-X>

Flora, S.J.S., Mittal, M., Mehta, A., 2008. Heavy metal induced oxidative stress & its possible reversal by chelation therapy. *Indian J. Med. Res.* 128, 501-523.

Friberg, L., Piscator, M., Nordberg, G., 1971. *Cadmium in the Environment*. CRC Press, Boca Ratón, FL.

Fromentin, J.M., 2006. Atún rojo del Atlántico, in: *Manual ICCAT*. Publicaciones ICCAT, p. 20.

Fromentin, J.-M., Powers, J.E., 2005. Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish Fish.* 6, 281-306. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2005.00197.x>

Hogstrand, C.; Haux, C. A radioimmunoassay for perch (*Perca fluviatilis*) metallothionein. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1990, 102, 56.

Gad, S.C., 2005. Lead, in: Philip Wexler (Ed.), *Encyclopedia of Toxicology* (Second Edition). Elsevier, New York, pp. 705-709

- Gao, X., Chen, C.-T.A., 2012. Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay. *Water Res.* 46, 1901–1911.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.007>
- Garrido Gamarro, E.; Orawattanamateekul, W.; Sentina, J.; Srinivasa Gopal, T.K. By-Products of Tuna Processing. Globefish Research Programme FAO. 2013, 112, 1-48.
- GEMS/Food-EURO, 1995. Second Workshop on Reliable Evaluation of Low-Level Contamination of Food, Workshop in the Frame of GEMS/Food-EURO.
- Genchi, G., Sinicropi, M.S., Lauria, G., Carocci, A., Catalano, A., 2020. The Effects of Cadmium Toxicity. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 17, 3782.
<https://doi.org/10.3390/ijerph17113782>
- Ghedira, J., Jebali, J., Bouraoui, Z., Banni, M., Guerbej, H., Boussetta, H., 2010. Metallothionein and metal levels in liver, gills and kidney of *Sparus aurata* exposed to sublethal doses of cadmium and copper. *Fish Physiology and Biochemistry* 36, 101–107. <https://doi.org/10.1007/s10695-008-9295-1>
- Giambérini, L., Cajaraville, M.P., 2005. Lysosomal responses in the digestive gland of the freshwater mussel, *Dreissena polymorpha*, experimentally exposed to cadmium. *Environ. Res.* 98, 210–214. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.11.003>
- Gobierno de España, 2010. Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino.
- Gordoa, A., Carreras, G., 2014. Determination of Temporal Spawning Patterns and Hatching Time in Response to Temperature of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*) in the Western Mediterranean. *PLOS ONE* 9, e90691.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090691>
- Graham, J.B., Dickson, K.A., 2004. Tuna comparative physiology. *J. Exp. Biol.* 207, 4015–4024. <https://doi.org/10.1242/jeb.01267>
- Graham, N.A.J., Wilson, S.K., Jennings, S., Polunin, N.V.C., Bijoux, J.P., Robinson, J., 2006. Dynamic fragility of oceanic coral reef ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 103, 8425–8429. <https://doi.org/10.1073/pnas.0600693103>
- Grajewska, A., Falkowska, L., Saniewska, D., Pawliczka, I., 2020. Fur and faeces – Routes of mercury elimination in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus grypus*). *Sci. Total Environ.* 717. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137050>
- Grandjean, P.; Bellanger, M. Calculation of the disease burden associated with environmental chemical exposures: application of toxicological information in health economic estimation. *Environ. Health* 2017, 16, 123.

- Green, A.J., Planchart, A., 2018. The neurological toxicity of heavy metals: A fish perspective. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 208, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.11.008>
- Grosell, M., Gerdes, R.M., Brix, K.V., 2006. Chronic toxicity of lead to three freshwater invertebrates--*Brachionus calyciflorus*, *Chironomus tentans*, and *Lymnaea stagnalis*. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 97–104. <https://doi.org/10.1897/04-654r.1>
- Gu, Y.-G., Ning, J.-J., Ke, C.-L., Huang, H.-H., 2018. Bioaccessibility and human health implications of heavy metals in different trophic level marine organisms: A case study of the South China Sea. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 163, 551–557. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.114>
- Guerra-García, J.M., García-Gómez, J.C., 2005. Oxygen levels versus chemical pollutants: do they have similar influence on macrofaunal assemblages? A case study in a harbour with two opposing entrances. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 135, 281–291. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.10.004>
- Gust, K.A., Fleeger, J.W., 2006. Exposure to cadmium-phenanthrene mixtures elicits complex toxic responses in the freshwater tubificid oligochaete, *Ilyodrilus templetoni*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 51, 54–60. <https://doi.org/10.1007/s00244-005-1075-7>
- Gutiérrez-Galindo, E.A., Villaescusa-Celaya, J.A., Arreola-Chimal, A., 1999. Bioaccumulation of metals in mussels from four sites of the coastal region of Baja California. *Cienc. Mar.* 25, 557–578. <https://doi.org/10.7773/cm.v25i4.726>
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319, 948–952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>
- Hammerschmidt, C.R., Fitzgerald, W.F., 2006. Bioaccumulation and Trophic Transfer of Methylmercury in Long Island Sound. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 51, 416–424. <https://doi.org/10.1007/s00244-005-0265-7>
- Hayat, M.T., Nauman, M., Nazir, N., Ali, S., Bangash, N., 2019. Chapter 7 - Environmental Hazards of Cadmium: Past, Present, and Future, in: Hasanuzzaman, M., Prasad, M.N.V., Fujita, M. (Eds.), *Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants*. Academic Press, pp. 163–183. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814864-8.00007-3>

Hayes, W.M., 2016. CRC Handbook of Chemistry and Physics. 97th ed. CRC Press, Boca Raton, FL

Heinisch, G., Corriero, A., Medina, A., Abascal, F.J., de la Serna, J.-M., Vassallo-Agius, R., Ríos, A.B., García, A., de la Gándara, F., Fauvel, C., Bridges, C.R., Mylonas, C.C., Karakulak, S.F., Oray, I., De Metrio, G., Rosenfeld, H., Gordin, H., 2008. Spatial-temporal pattern of bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L. 1758) gonad maturation across the Mediterranean Sea. *Mar. Biol.* 154, 623–630. <https://doi.org/10.1007/s00227-008-0955-6>

Henkel, G., Krebs, B., 2004. Metallothioneins: Zinc, Cadmium, Mercury, and Copper Thiols and Selenols Mimicking Protein Active Site Features – Structural Aspects and Biological Implications. *Chem. Rev.* 104, 801–824. <https://doi.org/10.1021/cr020620d>.

Hernández-Hernández, F.; Medina, J.; Nsuategui, J.; Conesa, M. Heavy metal concentrations in some marine organisms from the Mediterranean Sea (Castellón, Spain): Metal accumulation in different tissues. *Sci. Mar.* 1990, 54, 113–129.

Hong, S.-Y., Dudhia, J., Chen, S.-H., 2004. A Revised Approach to Ice Microphysical Processes for the Bulk Parameterization of Clouds and Precipitation. *Mon. Weather Rev.* 132, 103–120. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2004\)132<0103:ARATIM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2004)132<0103:ARATIM>2.0.CO;2)

Hosch, G. Design options for the development of tuna catch documentation schemes. *FAO Fish. Tech. Pap.* 2016, 596

Huang, W., Cao, L., Shan, X., Lin, L., Dou, S., 2011. Toxicity testing of waterborne mercury with red sea bream (*Pagrus major*) embryos and larvae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 86, 398–405. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0238-7>

Hutchison, R.M., Womelsdorf, T., Allen, E.A., Bandettini, P.A., Calhoun, V.D., Corbetta, M., Della Penna, S., Duyn, J.H., Glover, G.H., Gonzalez-Castillo, J., Handwerker, D.A., Keilholz, S., Kiviniemi, V., Leopold, D.A., de Pasquale, F., Sporns, O., Walter, M., Chang, C., 2013. Dynamic functional connectivity: Promise, issues, and interpretations. *NeuroImage, Mapping the Connectome* 80, 360–378. <https://doi.org/10.1016/j.neuroimage.2013.05.079>

Hwang, I.-K., Kim, K.-W., Kim, J.-H., Kang, J.-C., 2016. Toxic effects and depuration after the dietary lead(II) exposure on the bioaccumulation and hematological parameters in starry flounder (*Platichthys stellatus*). *Environmental Toxicology and Pharmacology* 45, 328–333. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.06.017>

ICCAT, 2022. RECOMMENDATION BY ICCAT AMENDING THE ECOMMENDATION 19-04 AMENDING RECOMMENDATION 18-02 ESTABLISHING A MULTI-ANNUAL

MANAGEMENT PLAN FOR BLUEFIN TUNA IN THE EASTERN ATLANTIC AND THE MEDITERRANEAN (Recomendación No. 21- 08).

ICCAT, 2014. Report of the 2014 Atlantic bluefin tuna stock assessment session, BFT STOCK ASSESSMENT SESSION. ICCAT, Madrid.

ICCAT, 2006. Recomendación de ICCAT sobre el establecimiento de un Plan de Recuperación plurianual para el atún rojo en el Atlántico este y Mediterráneo.

Jaffar, M.; Ashraf, M. Selected trace metal concentrations in different tissues of fish from coastal waters of Pakistan (Arabian Sea). *Indian J. Mar. Sci.* 1988, 17, 231-234.

Järup, L., Akesson, A., 2009. Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 238, 201-208.
<https://doi.org/10.1016/j.taap.2009.04.020>

Jędruch, A., Kwasigroch, U., Bełdowska, M., Kuliński, K., 2017. Mercury in suspended matter of the Gulf of Gdańsk: Origin, distribution and transport at the land-sea interface. *Mar. Pollut. Bull.* 118, 354-367.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.019>

Jensen, A., Bro-Rasmussen, F., 1992. Environmental cadmium in Europe. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 125, 101-181. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2890-5_3

Johannesson, M., 2002. Risks associated to As, Cd, Hg, Pb and Zn, in: Johannesson, M. (Ed.), *The Market Implication of Integrated Management for Heavy Metals Flows for Bioenergy Use in the European Union*. Kalmar University, Department of Biology and Environmental Science, Kalmar, Sweden, p. 115.

Josefsson, S., Leonardsson, K., Gunnarsson, J.S., Wiberg, K., 2010. Bioturbation-driven release of buried PCBs and PBDEs from different depths in contaminated sediments. *Environ. Sci. Technol.* 44, 7456-7464.
<https://doi.org/10.1021/es100615g>

Kaneko, J.J.; Ralston, N.V.C. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north Pacific near Hawaii. *Biol. Trace Elem. Res.* 2007, 119, 242-254.

Kakkar, P., Jaffery, F. N., 2005. Biological markers for metal toxicity. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 19, 335-349.
<https://doi.org/10.1016/j.etap.2004.09.003>

Kalantzi, I., Black, K.D., Pergantis, S.A., Shimmield, T.M., Papageorgiou, N., Sevastou, K., Karakassis, I., 2013. Metals and other elements in tissues of wild fish from fish farms and comparison with farmed species in sites with oxic and anoxic

sediments. Food Chem. 141, 680–694.

<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.04.049>

Kaneko, J.J.; Ralston, N.V.C. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north Pacific near Hawaii. Biol. Trace Elem. Res. 2007, 119, 242–254.

Karakulak, F., Oray, I., Corriero, A., Deflorio, M., Santamaria, N., Desantis, S., Metrio, G., 2004. Evidence of a spawning area for the bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) in the Eastern Mediterranean. J. Appl. Ichthyol. 20, 318–320.

<https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2004.00561.x>

Kern, J.K.; Geier, D.A.; Sykes, L.K.; Haley, B.E.; Geier, M.R. The relationship between mercury and autism: A comprehensive review and discussion. J. Trace Elem. Med. Biol. 2016, 37, 8–24.

Kessabi, K., Kerkeni, A., Saïd, K., Messaoudi, I., 2009. Involvement of cd bioaccumulation in spinal deformities occurrence in natural populations of Mediterranean killifish. Biological Trace Element Research 128, 72–81.

<https://doi.org/10.1007/s12011-008-8255-z>

Khan, K.U.; Zuberi, A.; Fernandes, J.B.K.; Ullah, I.; Sarwar, H. An overview of the ongoing insights in selenium research and its role in fish nutrition and fish health. Fish Physiol. Biochem. 2017, 43, 1689–1705.

Kim, S.-G., Jee, J.-H., Kang, J.-C., 2004. Cadmium accumulation and elimination in tissues of juvenile olive flounder, *Paralichthys olivaceus* after sub-chronic cadmium exposure. Environ. Pollut. 127, 117–123. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00254-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00254-9)

Kim, J., Park, S.K., Koo, T.H., 2007. Lead and cadmium concentrations in shorebirds from the Yeongjong Island, Korea. Environmental Monitoring Assessment 134, 3556–3561. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9626-1>

Kim, J., Oh, J.M., 2015. Trace element contamination in nestling black-tailed gulls (*Larus crassirostris*) in Korea. Ecotoxicology 24, 770–778. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1422-z>

Kim, J.-H., Kang, J.-C., 2017. Toxic effects on bioaccumulation and hematological parameters of juvenile rockfish *Sebastes schlegelii* exposed to dietary lead (Pb) and ascorbic acid. Chemosphere 176, 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.097>

Klavinš, M., Briede, A., Rodinov, V., Kokorite, I., Parele, E., Klavina, I., 2000. Heavy metals in rivers of Latvia. Sci. Total Environ. 262, 175–183. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00597-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00597-0)

- Koffi, K.M.; Saki, S.J.; Kouadio, A.I.; Atse, B.C.; Biego, G.H.M. Accumulation of cadmium, lead, and mercury in different organs of three tuna fish species from coastal zone of Cote d'Ivoire. *Int. J. Agric. Innov. Res.* 2014, 3, 2319–1473
- Kojadinovic, J.; Potier, M.; Le Corre, M.; Cosson, R.P.; Bustamante, P. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environ. Pollut.* 2007, 146, 548–566. [CrossRef]
- Kondera, E., Ługowska, K., Sarnowski, P., 2014. High affinity of cadmium and copper to head kidney of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Fish Physiology and Biochemistry* 40, 9–22. <https://doi.org/10.1007/s10695-013-9819-1>
- Kraemer, L.D., Campbell, P.G.C., Hare, L., 2005. Dynamics of Cd, Cu and Zn accumulation in organs and sub-cellular fractions in field transplanted juvenile yellow perch (*Perca flavescens*). *Environmental Pollution* 138, 324–337. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.03.006>
- Krause-Nehring, J., Brey, T., Thorrold, S.R., 2012. Lead/Calcium profiles in the common time window 1770–2010 of the three Arctica islandica shells. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.775489>
- Lahaye, V.; Bustamante, P.; Dabin, W.; Van Canneyt, O.; Dhermain, F.; Cesarini, C.; Pierce, G.J.; Caurant, F. New insights from age determination on toxic element accumulation in striped and bottlenose dolphins from Atlantic and Mediterranean waters. *Mar. Pollut. Bull.* 2006, 52, 1219–1230.
- Lakra, K.C., Banerjee, T.K., Lal, B., 2021. Coal mine effluent-induced metal bioaccumulation, biochemical, oxidative stress, metallothionein, and histopathological alterations in vital tissues of the catfish, *Clarias batrachus*. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 25300–25315. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12381-3>
- Landis, W.; Sofield, R.; Yu, M. H.; Landis, W. G.; Sofield, R. M. (2011). Introduction to environmental toxicology: molecular substructures to ecological landscapes. 4th ed. Boca Raton, Florida: CRC Press. ISBN 9781439804100.
- Lares, M.L., Huerta-Díaz, M.A., Marinone, S.G., Valdez-Márquez, M., 2012. Mercury and Cadmium Concentrations in Farmed Bluefin Tuna (*Thunnus orientalis*) and the Suitability of Using the Caudal Peduncle Muscle Tissue as a Monitoring Tool. *Journal of Food Protection* 75, 725–730. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-11-447>
- Larsen, M., Hjermann, D., 2022. Status and Trend for Heavy Metals (Mercury, Cadmium and Lead) in Fish, Shellfish and Sediment, in: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London.

- Lee, J. G. y Morel F. M. M., 1995. Replacement of zinc by cadmium in marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 127, 305-309
- Lee, J.-W., Choi, H., Hwang, U.-K., Kang, J.-C., Kang, Y.J., Kim, K.I., Kim, J.-H., 2019. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 68, 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.010>
- Lee, K., Hur, S.D., Hou, S., Hong, S., Qin, X., Ren, J., Liu, Y., Rosman, K.J.R., Barbante, C., Boutron, C.F., 2008. Atmospheric pollution for trace elements in the remote high-altitude atmosphere in central Asia as recorded in snow from Mt. Qomolangma (Everest) of the Himalayas. *Sci. Total Environ.* 404, 171-181. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.022>
- Lee, J.-W., Choi, H., Hwang, U.-K., Kang, J.-C., Kang, Y.J., Kim, K.I., Kim, J.-H., 2019. Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 68, 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.010>
- Li, F., Ma, C., Zhang, P., 2020. Mercury Deposition, Climate Change and Anthropogenic Activities: A Review. *Front. Earth Sci.* 8. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00316>
- Li, G., Hu, B., Bi, J., Leng, Q., Xiao, C., & Yang, Z. (2013a). Heavy metals distribution and contamination in surface sediments of the coastal Shandong Peninsula (Yellow Sea). *Marine pollution bulletin*, 76(1), 420-426.
- Li, H., Gao, X., Gu, Y., Wang, R., Xie, P., Liang, M., Ming, H., Su, J., 2018. Comprehensive large-scale investigation and assessment of trace metal in the coastal sediments of Bohai Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 129, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.022>
- Libes, S., 2009. Introduction to Marine Biogeochemistry. Academic Press, Amsterdam ; Boston.
- Licata, P., Trombetta, D., Cristani, M., Naccari, C., Martino, D., Calò, M., Naccari, F., 2005. Heavy metals in liver and muscle of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the Straits of Messina (Sicily, Italy). *Environ. Monit. Assess.* 107, 239-248. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-2382-1>
- Lin, C., He, M., Liu, X., Guo, W., Liu, S., 2013. Distribution and contamination assessment of toxic trace elements in sediment of the Daliao River System, China. *Environ. Earth Sci.* 70, 3163-3173. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2382-3>
- Liu, Y., Chen, Q., Li, Y., Bi, L., Jin, L., Peng, R., 2022. Toxic Effects of Cadmium on

Fish. Toxics 10, 622. <https://doi.org/10.3390/toxics10100622>

Lund, B.-O., Miller, D.M., Woods, J.S., 1993. Studies on Hg(II)-induced H₂O₂ formation and oxidative stress in vivo and in vitro in rat kidney mitochondria. Biochem. Pharmacol. 45, 2017–2024. [https://doi.org/10.1016/0006-2952\(93\)90012-L](https://doi.org/10.1016/0006-2952(93)90012-L)

Lund-Hansen, L., Petersson, M., Nurjaya, I.W., 1999. Vertical Sediment Fluxes and Wave-Induced Sediment Resuspension in a Shallow-Water Coastal Lagoon. Estuar Coast 22, 39–46. <https://doi.org/10.2307/1352925>

Łuszczek-Trojnar, E., Drąg-Kozak, E., Popek, W., 2012. Lead accumulation and elimination in tissues of Prussian carp, *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), after long-term dietary exposure, and depuration periods. Environmental Science and Pollution Research Int 20, 3122–3132. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1210-8>

Lutcavage, M.E., Brill, R.W., Skomal, G.B., Chase, B.C., Goldstein, J.L., Tutein, J., 2000. Tracking adult North Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the northwestern Atlantic using ultrasonic telemetry. Mar. Biol. 137, 347–358. <https://doi.org/10.1007/s002270000302>

Lutcavage, M.E., Brill, R.W., Skomal, G.B., Chase, B.C., Howey, P.W., 1999. Results of pop-up satellite tagging of spawning size class fish in the Gulf of Maine: do North Atlantic bluefin tuna spawn in the mid-Atlantic? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56, 173–177. <https://doi.org/10.1139/f99-016>

Macdonald, D.D., Carr, R.S., Calder, F.D., Long, E.R., Ingersoll, C.G., 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. Ecotoxicology 5, 253–278. <https://doi.org/10.1007/BF00118995>

Macdonald, A., Silk, L., Schwartz, M., Playle, R.C., 2002. A lead-gill binding model to predict acute lead toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology 133, 227–242. [https://doi.org/10.1016/S1532-0456\(02\)00107-2](https://doi.org/10.1016/S1532-0456(02)00107-2)

MacKenzie, B.R., Myers, R.A., 2007. The development of the northern European fishery for north Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* during 1900–1950. Fish. Res., History of marine animal populations and their exploitation in northern Europe 87, 229–239. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.01.013>

Madenjian, C.P.; Chipps, S.R.; Blanchfield, P.J. Time to refine mercury mass balance models for fish. FACETS 2021, 6, 272–286.

Mager, E.M., Brix, K.V., Grosell, M., 2010. Influence of bicarbonate and humic acid on effects of chronic waterborne lead exposure to the fathead minnow (*Pimephales*

promelas). *Aquat. Toxicol. Amst. Neth.* 96, 135–144.

<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.10.012>

Mahat, N.A., Muktar, N.K., Ismail, R., Abdul Razak, F.I., Abdul Wahab, R., Abdul Keyon, A.S., 2018. Toxic metals in *Perna viridis* mussel and surface seawater in Pasir Gudang coastal area, Malaysia, and its health implications. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 30224–30235. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3033-8>

Mao, Q.-Q., Ip, S.-P., Ko, K.-M., Tsai, S.-H., Che, C.-T., 2009. Peony glycosides produce antidepressant-like action in mice exposed to chronic unpredictable mild stress: effects on hypothalamic-pituitary-adrenal function and brain-derived neurotrophic factor. *Prog. Neuropsychopharmacol. Biol. Psychiatry* 33, 1211–1216. <https://doi.org/10.1016/j.pnpbp.2009.07.002>

Marijić, V.F., Raspor, B., 2006. Age- and tissue-dependent metallothionein and cytosolic metal distribution in a native Mediterranean fish, *Mullus barbatus*, from the Eastern Adriatic Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 143, 382–387. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2005.05.019>

Mariussen, E., Heier, L.S., Teien, H.C., Pettersen, M.N., Holth, T.F., Salbu, B., Rosseland, B.O., 2017. Accumulation of lead (Pb) in brown trout (*Salmo trutta*) from a lake downstream a former shooting range. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 135, 327–336. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.008>

Martin, J.H.; Knauer, G.A. The elemental composition of plankton. *Geochim. Cosmochim. Acta* 1973, 37, 1639–1653.

Mason, R., 2009. Mercury emissions from natural processes and their importance in the global mercury cycle, in: *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models*. Springer, New York, pp. 173–191. https://doi.org/10.1007/978-0-387-93958-2_7

Mason, R.P., 2013. *Trace Metals in Aquatic Systems*, 1st ed. Wiley-Blackwell.

Masresha, A.E., Skipperud, L., Rosseland, B.O., G.M., Z., Meland, S., Salbu, B., 2021. Bioaccumulation of trace elements in liver and kidney of fish species from three freshwater lakes in the Ethiopian Rift Valley. *Environmental Monitoring and Assessment* 193, 329. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09083-1>

Mather, F.J., Jones, A.C., Mason, J.M., Center (U.S.), S.F.S., 1995. Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. U.S. Dept. of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, [Southeast Fisheries Science Center, Miami, Fla. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.4783>

Medina, A., Abascal, F., Aragón, L., Mourente, G., Aranda, G., Galaz, T., Belmonte, A., Serna, J., García, S., 2007. Influence of sampling gear in assessment of reproductive parameters for bluefin tuna in the Western Mediterranean. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* - MAR ECOL-PROGR SER 337, 221-230.

<https://doi.org/10.3354/meps337221>.

Melgar, M.J.; Núñez, R.; García, M.A. Selenium intake from tuna in Galicia (Spain): Health risk assessment and protective role against exposure to mercury and inorganic arsenic. *Sci. Total Environ.* 2019, 694, 133716.

Meng, Z.R., Li, L., Wu, Y.Q., 2014. Evaluate of Heavy Metal Content of some Edible Fish and Bivalve in Markets of Dandong, China. *Applied Mechanisms and Materials* 522-524, 92-95. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.522-524.92>

Metayer, C., Amiard, J.-C., Amiard-Triquet, C., Marchand, J., 1980. On the transfer of several trace elements in neritic and estuarine food chains: Bioaccumulation in omnivorous and carnivorous fishes. *Helgol. Mar. Res.* - Helgol. MAR RES 34, 179-191.

Metcalfe-Smith, J. L., Green, R. H., & Grapentine, L. C. (1996). Influence of biological factors on concentrations of metals in the tissues of freshwater mussels (*Elliptio complanata* and *Lampsilis radiata radiata*) from the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1), 205-219

Mieiro, C.L.; Bervoets, L.; Joosen, S.; Blust, R.; Duarte, A.C.; Pereira, M.E; Pacheco, M. Metallothioneins failed to reflect mercury external levels of exposure and bioaccumulation in marine fish – Considerations on tissue and species specific responses. *Chemosphere* 2011, 85, 114-121.

Mikac, N., Branicaa, M., Harrisonb, R.M., 2001. Total and organic lead distribution in water, sediment and organisms from the Eastern Adriatic coast. *Chem. Speciat. Bioavailab.* 13, 121-128. <https://doi.org/10.3184/095422901782775381>

Milatou, N.; Dassenakis, M.; Megalofonou, P. Do fattening process and biological parameters affect the accumulation of metals in Atlantic Bluefin Tuna? *Food Addit. Contam. Part A Chem. Anal. Control. Expo. Risk Assess.* 2015, 32, 1129-1139.

Miyake, P.M., Serna, J.M., Di Natale, A., Farrugia, A., Katavic, I., Miyabe, N., Tičina, V., 2003. General review of bluefin tuna farming in the Mediterranean area. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 55, 114-124.

Mok, J.S., Kwon, J.Y., Son, K.T., Choi, W.S., Shim, K.B., Lee, T.S., Kim, J.H., 2014. Distribution of heavy metals in muscles and internal organs of Korean cephalopods and crustaceans: risk assessment for human health. *J. Food Prot.* 77, 2168-2175. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-14-317>

Mok, J.S., Yoo, H.D., Kim, P.H., Yoon, H.D., Park, Y.C., Lee, T.S., Kwon, J.Y., Son, K.T., Lee, H.J., Ha, K.S., Shim, K.B., Kim, J.H., 2015. Bioaccumulation of heavy metals in oysters from the southern coast of Korea: assessment of potential risk to human health. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 94, 749–755.

<https://doi.org/10.1007/s00128-015-1534-4>

Monteiro, D.A.; Rantin, F.T.; Kalinin, A.L. Inorganic mercury exposure: toxicological effects, oxidative stress biomarkers and bioaccumulation in the tropical freshwater fish *Brycon amazonicus* (Spix and Agassiz, 1829). *Ecotoxicology* 2010, 19, 105–123.

Morcillo, P.; Esteban, M.A.; Cuesta, A. Mercury and its toxic effects on fish. *AIMS Environ. Sci.* 2017, 4, 386–402.

Morgan, B., Rate, A.W., Burton, E.D., 2012. Water chemistry and nutrient release during the resuspension of FeS-rich sediments in a eutrophic estuarine system. *Sci. Total Environ.* 432, 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.065>

Mulero, R., Cano-Manuel, J., Ráez-Bravo, A., Pérez, J.M., Espinosa, J., Soriguer, R., Fandos, P., Granados, J.E., Romero, D., 2016. Lead and cadmium in wild boar (*Sus scrofa*) in the Sierra Nevada Natural Space (southern Spain). *Environmental Science and Pollution Research Int* 23, 16598–16608.

<https://doi.org/10.1007/s11356-016-6845-4>

Murillo, F.J., Rodríguez, S., Herráiz, N., Prieto, M., Martínez, M., Picazo, M., Castro, I., Bernal, S., 2010. *Métodos de investigación en Educación Especial 3ª Educación Especial Curso: 2010-2011.*

Mylonas, C.C., de-la-Gándara, F., Corriero, A., Belmonte, A., 2010. Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus Thynnus*) Farming and Fattening in the Mediterranean Sea. *Rev. Fish. Sci.* 18, 266–280. <https://doi.org/10.1080/10641262.2010.509520>

Naganuma, A., Furuchi, T., Miura, N., Hwang, G.-W., Kuge, S., 2002. Investigation of intracellular factors involved in methylmercury toxicity. *Tohoku J. Exp. Med.* 196, 65–70. <https://doi.org/10.1620/tjem.196.65>

Nakagawa, H., Nakagawa, K., Sato, T., 1995. Evaluation of Erythrocyte 5-Aminolevulinic Acid Dehydratase Activity in the Blood of Carp *Cyprinus carpio* as an Indicator in Fish with Water Lead Pollution. *Fisheries Science* 61, 91–95. <https://doi.org/10.2331/fishsci.61.91>

Nakao, M.; Seoka, M.; Tsukamasa, Y.; Kawasaki, K.I.; Ando, M. Possibility for decreasing of mercury content in bluefin tuna *Thunnus orientalis* by fish culture. *Fish Sci.* 2007, 73, 724–731.

- Nicholson, S., Lam, P.K.S., 2005. Pollution monitoring in Southeast Asia using biomarkers in the mytilid mussel *Perna viridis* (Mytilidae: Bivalvia). *Environ. Int.* 31, 121–132. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.05.007>
- Nishijo, M., Satarug, S., Honda, R., Tsuritani, I., Aoshima, K., 2004. The gender differences in health effects of environmental cadmium exposure and potential mechanisms. *Molecular and Cellular Biochemistry* 255, 87–92. <https://doi.org/10.1023/B:MCBI.0000007264.37170.39>
- Nogawa, K., Kido, T., 1996. Itai-Itai disease and health effects of cadmium. *Toxicol. Met.* 353–369.
- Nordberg, G.F., Nogawa, K., Nordberg, M., Friberg, L.T., 2007. Cadmium, in: *Handbook on the Toxicology of Metals*. Elsevier, pp. 445–486. <https://doi.org/10.1016/B978-012369413-3/50078-1>
- Nordberg, M., Nordberg, G.F., 2022. Metallothionein and Cadmium Toxicology—Historical Review and Commentary. *Biomolecules* 12, 360. <https://doi.org/10.3390/biom12030360>
- Núñez-Nogueira, G. Concentration of essential and non-essential metals in two sharks species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline. In *Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias*, 2nd ed.; Botello, A.V., Rendón-von Osten, J., Gold-Bouchot, G., Agraz-Hernández, C. Eds.; Instituto Nacional de Ecología Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Tlacopac, Mexico, 2005; pp. 451–474.
- O'Bryhim, J.R., Adams, D.H., Spaet, J.L.Y., Mills, G., Lance, S.L., 2017. Relationships of mercury concentrations across tissue types, muscle regions and fins for two shark species. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 223, 323–333. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.029>
- Ogrinc, N.; Hintelmann, H.; Kotnik, J.; Horvat, M.; Pirrone, N. Sources of mercury in deep-sea sediments of the Mediterranean Sea as revealed by mercury stable isotopes. *Sci. Rep.* 2019, 9, 11626.
- Olmedo, P., Pla, A., Hernández, A.F., Barbier, F., Ayouni, L., Gil, F., 2013. Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples. Risk assessment for the consumers. *Environ. Int.* 59, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.05.005>
- Ordiano-Flores, A.; Rosíles-Martínez, R.; Galván-Magaña, F. Biomagnification of mercury and its antagonistic interaction with selenium in yellowfin tuna *Thunnus albacares* in the trophic web of Baja California Sur, Mexico. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2012, 86, 182–187.

- Ortega, A., 2015. Cultivo integral de dos especies de escómbridos : Atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*, L. 1758) y Bonito Atlántico (*Sarda sarda*, Bloch 1793) (Tesis Doctoral). Universidad de Murcia.
- Ottolenghi, F., 2008. Capture-based aquaculture of blue fin tuna, in: Lovatelli, A., Holthus, P.F. (Eds.), *Capture-Based Aquaculture*, FAO Fisheries Technical Paper. FAO, Rome, Italy, pp. 169–182.
- Özden, Ö.; Erkan, N.; Kaplan, M.; Karakulak, F.S. Toxic metals and omega 3 fatty acids of bluefin tuna from aquaculture: Health risk and benefits. *Expos. Health* 2018, 12, 9-18.
- Pain, D. J. (1995). Lead in the environment. In: *Handbook of Ecotoxicology*. Hoffman DJ, Rattner EA, Burton GA, Cairns J (Eds) Lewis Publishers, USA A CRC Press Inc., 356-391.
- Pan, K., Wang, W.-X., 2012. Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. *Sci. Total Environ.* 421-422, 3-16.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.03.013>
- Parlamento Europeo, 2008. Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina) (Texto pertinente a efectos del EEE), OJ L.
- Patrick, L., 2006. Lead toxicity part II: the role of free radical damage and the use of antioxidants in the pathology and treatment of lead toxicity. *Altern. Med. Rev. J. Clin. Ther.* 11, 114–127.
- Peraza, M.A., Ayala-Fierro, F., Barber, D.S., Casarez, E., Rael, L.T., 1998. Effects of micronutrients on metal toxicity. *Environ. Health Perspect.* 106, 203–216.
- Pereira, P.; Puga, S.; Cardoso, V.; Pinto-Ribeiro, F.; Raimundo, J.; Barata, M.; Pousão-Ferreira, P.; Pacheco, M.; Almeida, A. Inorganic mercury accumulation in brain following waterborne exposure elicits a deficit on the number of brain cells and impairs swimming behavior in fish (white seabream—*Diplodus sargus*). *Aquat. Toxicol.* 2016, 170, 400–412.
- Perelló, G., Llobet, J.M., Gómez-Catalán, J., Castell, V., Centrich, F., Nadal, M., Domingo, J.L., 2014. Human Health Risks Derived from Dietary Exposure to Toxic Metals in Catalonia, Spain: Temporal Trend. *Biological Trace Element Research* 162, 26–37. <https://doi.org/10.1007/s12011-014-0138-x>
- Perugini, M.; Visciano, P.; Manera, M.; Zaccaroni, A.; Vincenzo, O.; Amorena, M. Heavy metal (As, Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Se) concentrations in muscle and bone of four

commercial fish caught in the central Adriatic Sea, Italy. *Environ. Monit. Assess.* 2014, 186, 2205–2213.

Peterson, R.A. (2000). A Meta-Analysis of Variance Accounted for and Factor Loadings in Exploratory Factor Analysis. *Marketing Letters*, 11(3), 261–275.

Phillips, D.J.H., 1980. Quantitative aquatic biological indicators: their use to monitor trace metal and organochlorine pollution, Pollution monitoring series. Applied Science Publishers, London.

Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R.B., Friedli, H.R., Leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A.B., Stracher, G.B., Streets, D.G., Telmer, K., 2010. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmospheric Chem. Phys.* 10, 5951–5964. <https://doi.org/10.5194/acp-10-5951-2010>

Pitcher, T.J., Cheung, W.W.L., 2013. Fisheries: Hope or despair? *Mar. Pollut. Bull.*, The Global State of the Ocean; Interactions Between Stresses, Impacts and Some Potential Solutions. Synthesis papers from the International Programme on the State of the Ocean 2011 and 2012 Workshops 74, 506–516. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.045>

Planchon, F.A.M., Boutron, C.F., Barbante, C., Cozzi, G., Gaspari, V., Wolff, E.W., Ferrari, C.P., Cescon, P., 2002. Changes in heavy metals in Antarctic snow from Coats Land since the mid-19th to the late-20th century. *Earth Planet. Sci. Lett.* 200, 207–222. [https://doi.org/10.1016/S0012-821X\(02\)00612-X](https://doi.org/10.1016/S0012-821X(02)00612-X)

Ploetz, D.M., Fitts, B.E., Rice, T.M., 2007. Differential Accumulation of Heavy Metals in Muscle and Liver of a Marine Fish, (King Mackerel, *Scomberomorus cavalla* Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 78, 134–137. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9028-7>

Popović, M., Nedić, D., Pećanac, B., Đorđević, V., Baltić, T., Lazić, I.B., Ćirić, J., 2020. The toxic element concentration in fish tissues from Sanićani Lake, an urban environment, in Bosnia and Herzegovina. *Biol. Trace Elem. Res.* 197, 271–278. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01982-2>. OJO: ES 2020, NO 2019

Poté, J., Haller, L., Loizeau, J.-L., Garcia Bravo, A., Sastre, V., Wildi, W., 2008. Effects of a sewage treatment plant outlet pipe extension on the distribution of contaminants in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland. *Bioresour. Technol.* 99, 7122–7131. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.075>

Prato, E.; Biantolino, F. The contribution of fish to the Mediterranean diet. In Preedy, V.R., Watson, R.S. Eds.; Academic Press, Massachusetts, U.S.A., 2015; pp.

165–174.

Price, N.M., Morel, F.M.M., 1990. Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. *Nature* 344, 658–660. <https://doi.org/10.1038/344658a0>

Pure Earth, 2015. The New Top Six Toxic Threats: A Priority List for Remediation, World's Worst Pollution Problems. Pure Earth.

Pyatt, F.B., Pyatt, A.J., Walker, C., Sheen, T., Grattan, J.P., 2005. The heavy metal content of skeletons from an ancient metalliferous polluted area in southern Jordan with particular reference to bioaccumulation and human health. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 60, 295–300. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.05.002>

Pyle, G.G., Rajotte, J.W., Couture, P., 2005. Effects of industrial metals on wild fish populations along a metal contamination gradient. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 61, 287–312. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.09.003>

Qiao, Y., Li, C.M., Bao, S.-J., Bao, Q.-L., 2007. Carbon nanotube/polyaniline composite as anode material for microbial fuel cells. *J. Power Sources* 170, 79–84. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2007.03.048>

Rahman, Z., Singh, V.P., 2019. The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. *Environ. Monit. Assess.* 191, 419. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7528-7>.

Raihan, S.M.; Moniruzzaman, M.; Park, Y.; Lee, S.; Bai, S.C. Evaluation of dietary organic and inorganic mercury threshold levels on induced mercury toxicity in a marine fish model. *Animals* 2020, 10, 405.

Rainbow, P.S., 2007. Trace metal bioaccumulation: Models, metabolic availability and toxicity. *Environ. Int., Environmental contaminants and their effects: Links between environmental chemistry and toxicology* 33, 576–582. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.007>

Rainbow, P.S., Luoma, S.N., 2011. Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates—Modelling zinc in crustaceans. *Aquat. Toxicol.* 105, 455–465. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.08.001>.

Ralston, N.V.C.; Ralston, C.R.; Raymond, L.J. Selenium health benefit values: updated criteria for mercury risk assessments. *Biol. Trace Elem. Res.* 2016, 171, 262–269.

Ralston, N.V.C. Effects of soft electrophiles on selenium physiology. *Free Radic. Biol. Med.* 2018, 127, 134–144.

Ralston, N.V.C.; Raymond, L.J. Mercury's neurotoxicity is characterized by its disruption of selenium biochemistry. *Biochim. Biophys. Acta Gen. Subj.* 2018, 1862, 2405–2416.

Ralston, N.V.C.; Kaneko, J.J.; Raymond, L.J. Selenium health benefit values provide a reliable index of seafood benefits vs. risks. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 2019, 55, 50–57

Ram RN, Sathyanesan AG. Effect of mercuric chloride on the reproductive cycle of the teleostean fish *Channa punctatus*. *Bull Environ Contam Toxicol* 1983;30:24–27.

Ramirez-Llodra, E., Tyler, P.A., Baker, M.C., Bergstad, O.A., Clark, M.R., Escobar, E., Levin, L.A., Menot, L., Rowden, A.A., Smith, C.R., Van Dover, C.L., 2011. Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PloS One* 6, 25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022588>

Ray, S., 1986. Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. *Experientia*. Suppl. 50, 65–75. <https://doi.org/10.1007/978-3-0348-7238-6>

Real Decreto 785/2001, de 6 de julio, por el que se adelanta la prohibición de comercialización de las gasolinas con plomo y se establecen las especificaciones de las gasolinas que sustituirán a aquéllas. *Boletín Oficial del Estado*, 7 de julio de 2001, núm. 162, pp. 24775-24776 (HOY DEROGADO POR RD 1700/2003 de 15 de diciembre)

Real Decreto 1383/2002, de 20 de diciembre, sobre gestión de vehículos al final de su vida útil.

Real Decreto 106/2008, de 1 de febrero, sobre pilas y acumuladores y la gestión ambiental de sus residuos.

Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. *Boletín Oficial del Estado*, número 219, de 12 de septiembre de 2015.

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. *DOUE* núm. 119, de 5 de mayo de 2023, páginas 103 a 157

Renzi, M.; Cau, A.; Bianchi, N.; Focardi, S.E. Levels of mercury and polychlorobiphenyls in bluefin tuna from the Western Mediterranean Sea: a food safety issue? *J. Environ. Prot.* 2014, 5, 106–113.

- Rice, K.M., Walker, E.M., Wu, M., Gillette, C., Blough, E.R., 2014. Environmental mercury and its toxic effects. *J. Prev. Med. Public Health Yebang Uihakhoe Chi* 47, 74-83. <https://doi.org/10.3961/jpmph.2014.47.2.74>
- Richardson, G., Garrett, R., Mitchell, I., Mah-paulson, M., Hackbarth, T., 2001. Critical Review on Natural Global and Regional Emissions of Six Trace Metals to the Atmosphere. Prepared for: International Lead Zinc Research Organization (ILZRO), the International Copper Association (ICA), and the Nickel Producers Environmental Research Association (NiPERA).
- Risher, J.F. Elemental Mercury and Inorganic Mercury Compounds: Human Health Aspects. Concise International Chemical Assessment Document 50; World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2003
- Roccheri, M.C., Matranga, V., 2010. Cellular, Biochemical and Molecular Effects of Cadmium on Marine Invertebrates: Focus on *Paracentrotus lividus* Sea Urchin Development, in: Parvau, R.G. (Ed.), *Cadmium in the Environment*. New York, NY, pp. 337-366.
- Roczniak, W., Brodziak-Dopierała, B., Cipora, E., Jakóbiak-Kolon, A., Kluczka, J., Babuńska-Roczniak, M., 2017. Factors that Affect the Content of Cadmium, Nickel, Copper and Zinc in Tissues of the Knee Joint. *Biological Trace Element Research* 178, 201-209. <https://doi.org/10.1007/s12011-016-0927-5>
- Rooker, J.R., Bremer, J.R.A., Block, B.A., Dewar, H., Metrio, G. de, Corriero, A., Kraus, R.T., Prince, E.D., Rodríguez-Marín, E., Secor, D.H., 2007. Life History and Stock Structure of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*). *Rev. Fish. Sci.* 15, 265-310. <https://doi.org/10.1080/10641260701484135>.
- Ruelas-Inzunza, J., Soto-Jiménez, M.F., Ruiz-Fernández, A.C., Bojórquez-Leyva, H., Pérez-Bernal, H., Páez-Osuna, F., 2012. 210Po Activity and Concentrations of Selected Trace Elements (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Muscle Tissue of Tunas *Thunnus albacares* and *Katsuwonus pelamis* from the Eastern Pacific Ocean. *Biological Trace Element Research* 149, 371-376. <https://doi.org/10.1007/s12011-012-9450-5>
- Ruelas-Inzunza, J., Soto-Jiménez, M.F., Ruiz-Fernández, A.C., Ramos-Osuna, M., Mones-Saucedo, J., Páez-Osuna, F., 2014. 210 Po, Cd and Pb distribution and biomagnification in the yellowfin tuna *Thunnus albacares* and skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* from the Eastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 87, 98-103. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.006>
- Ruelas-Inzunza, J.; Šlejkovec, Z.; Mazej, D.; Fajon, V.; Horvat, M.; Ramos-Osuna, M. Bioaccumulation of As, Hg, and Se in tunas *Thunnus albacares* and *Katsuwonus*

pelamis from the Eastern Pacific: tissue distribution and As speciation. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018, 25, 19499–19509.

Sandheinrich, M.; Wiener, J. Methylmercury in freshwater fish: Recent advances in assessing toxicity of environmentally relevant exposures. *Environ. Contam. Biota Interpret. Tissue Conc.* 2011, 2, 169–190.

Sarà, G., Sarà, R., 2007. Feeding habits and trophic levels of bluefin tuna *Thunnus thynnus* of different size classes in the Mediterranean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 23, 122–127. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00829.x>.

Sarangi, G.K.; Romagné, F.; Castellano, S. Distinct patterns of selection in selenium-dependent genes between land and aquatic vertebrates. *Mol. Biol. Evol.* 2018, 35, 1744–1756.

Schafer, H.A., Hershelman, G.P., Young, D.R., Mearns, A.J., 1983. Contaminants in ocean food webs, in: Bascom, W. (Ed.), *Southern California Coastal Water Research Project 1981-82 Biennial Report*. Southern California Coastal Water Research Project, Long Beach, CA, pp. 17–28.

Schartup, A.T.; Thackray, C.P.; Qureshi, A.; Dassuncao, C.; Gillespie, K.; Hanke, A. Sunderland EM. Climate change and overfishing increase neurotoxicant in marine predators. *Nature* 2019, 572, 648–650.

Secor, D.H., 2007. The year-class phenomenon and the storage effect in marine fishes. *J. Sea Res., Proceedings of the Sixth International Symposium on Flatfish Ecology, Part I* 57, 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2006.09.004>

Serrano, O., Mateo, M.A., Dueñas-Bohórquez, A., Renom, P., López-Sáez, J.A., Martínez Cortizas, A., 2011. The *Posidonia oceanica* marine sedimentary record: A Holocene archive of heavy metal pollution. *Sci. Total Environ.* 409, 4831–4840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.001>

Shalini, R.; Jeyasekaran, G.; Shakila, R.J.; Arisekar, U. Trace element concentrations in the organs of fish along the southeast coast of India. *Mar. Pollut. Bull.* 2021, 162, 111817.

Sherrell, R.M., Boyle, E.A., 1992. The trace metal composition of suspended particles in the oceanic water column near Bermuda. *Earth Planet. Sci. Lett.* 111, 155–174. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(92\)90176-V](https://doi.org/10.1016/0012-821X(92)90176-V).

Siblerud, R.; Mutter, J.; Moore, E.; Naumann, J.; Walach, H. A hypothesis and evidence that mercury may be an etiological factor in Alzheimer's disease. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2019, 16, 5152. Sinopoli, M., Pipitone, C., Campagnuolo, S., Campo, D., Castriota, L., Mostarda, E., Andalaro, F., 2004. Diet of

young-of-the-year bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758), in the southern Tyrrhenian (Mediterranean) Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 20, 310–313.

<https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2004.00554.x>

Smith, J.C.; Allen, P.V.; Turner, M.D.; Most, B.; Fisher, H.L.; Hall, L.L. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1994, 128, 251–256.

Smith, J.C.; Farris, F.F. Methyl mercury pharmacokinetics in man: a reevaluation. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1996, 137, 245–252.

Sorensen, E.M.B., 1991. Metal poisoning in fish. CRC Press, Boca Raton, FL.

Sow, A.Y., Ismail, A., Zulkifli, S.Z., Amal, M.N., Hambali, K., 2019. Seasonal variation of heavy metals and metallothionein contents in Asian swamp eels, *Monopterus albus* (Zuiew, 1793) from Tumpat, Kelantan, Malaysia. *BMC Pharmacology and Toxicology* 20, 8. <https://doi.org/10.1186/s40360-019-0286-x>

Spiller, H.A. Rethinking mercury: the role of selenium in the pathophysiology of mercury toxicity. *Clin. Toxicol.* 2017, 10, 1–14.

Spokas, E.G., Spur, B.W., Smith, H., Kemp, F.W., Bogden, J.D., 2006. Tissue lead concentration during chronic exposure of *Pimephales promelas* (fathead minnow) to lead nitrate in aquarium water. *Environ. Sci. Technol.* 40, 6852–6858.

<https://doi.org/10.1021/es060811o>

Srebocan, E.; Pompe-Gotal, J.; Prevendar-Crnic, A.; Ofner, E. Mercury concentrations in captive Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) farmed in the Adriatic Sea. *Vet. Med.* 2007, 52, 175–177.

Stamatis, N., Kamidis, N., Pigada, P., Stergiou, D., Kallianiotis, A., 2019. Bioaccumulation Levels and Potential Health Risks of Mercury, Cadmium, and Lead in Albacore (*Thunnus alalunga*, Bonnaterre, 1788) from The Aegean Sea, Greece. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16, 821. <https://doi.org/10.3390/ijerph16050821>

Stergiou, K.I., Karpouzi, V.S., 2002. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Rev. Fish Biol. Fish.* 11, 217–254. <https://doi.org/10.1023/A:1020556722822>

Stewart, A.R., 1999. Accumulation of Cd by a freshwater mussel (*Pyganodon grandis*) is reduced in the presence of Cu, Zn, Pb, and Ni. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 467–478. <https://doi.org/10.1139/f98-180>

Storelli, M.M.; Marcotrigiano, G.O. Total mercury levels in muscle tissue of swordfish (*Xiphias gladius*) and bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea (Italy). *J. Food Prot.* 2001, 64, 1058–1061.

- Storelli, M.M.; Giacominielli Stuffer, R.; Marcotrigiano, G.O. Total and methylmercury residues in tuna-fish from the Mediterranean sea. *Food Addit. Contam.* 2002, 19, 715–720.
- Storelli, M.M., Giacominielli-Stuffer, R., Storelli, A., Marcotrigiano, G.O., 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: a comparative study. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 1004–1007. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.041>
- Storelli, M.M., Barone, G., Cuttone, G., Giungato, D., Garofalo, R., 2010. Occurrence of toxic metals (Hg, Cd and Pb) in fresh and canned tuna: Public health implications. *Food and Chemical Toxicology* 48, 3167–3170. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2010.08.013>
- Streets, D.G., Devane, M.K., Lu, Z., Bond, T.C., Sunderland, E.M., Jacob, D.J., 2011. All-time releases of mercury to the atmosphere from human activities. *Environ. Sci. Technol.* 45, 10485–10491. <https://doi.org/10.1021/es202765m>
- Supanopas, P., Sretarugsa, P., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., Upatham, E.S., 2005. Acute and subchronic toxicity of lead to the spotted Babylon, *Babylonia areolata* (Neogastropoda, Buccinidae). *J. Shellfish Res.* 24, 91–98. [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2005\)24\[91:AASTOL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2005)24[91:AASTOL]2.0.CO;2)
- Sweet LI, Zelikoff JT. Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. *J Toxicol Environ Heal Part B Crit Rev* 2001;4:161–205.
- Tallandini, L.; Cecchi, R.; De Boni, S.; Galassini, S.; Ghermandi, G.; Gialanella, G.; Liu, N.; Moro, R.; Turchetto, M.; Zhang, Y. Toxic levels of selenium in enzymes and selenium uptake in tissues of a marine fish. *Biol. Trace Elem. Res.* 1996, 51(1), 97–106
- Tam, N.F., Wong, Y.S., 2000. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 110, 195–205. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(99\)00310-3](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(99)00310-3)
- Tarnawski, M., Baran, A., 2018. Use of Chemical Indicators and Bioassays in Bottom Sediment Ecological Risk Assessment. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 74, 395–407. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0513-2>
- Taweel, A., Shuhaimi-Othman, M., Ahmad, A.K., 2013. Assessment of heavy metals in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from the Langat River and Engineering Lake in Bangi, Malaysia, and evaluation of the health risk from tilapia consumption. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 93, 45–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.03.031>

- Thompson, D.R., 1990. Metal Levels in Marine Vertebrates, in: Heavy Metals in the Marine Environment. CRC Press.
- Thwala, M., Newman, B., Cyrus, D., 2011. Influence of salinity and cadmium on the survival and osmoregulation of *Callinassa kraussi* and *Chiromantes eulimene* (Crustacea: Decapoda). *Afr. J. Aquat. Sci.* 36, 181–189.
<https://doi.org/10.2989/16085914.2011.589115>
- Timmermans, J.P., Scheuermann, D.W., Stach, W., Adriaensen, D., De Groodt-Lasseel, M.H., Polak, J.M., 1989. Neuromedin U-immunoreactivity in the nervous system of the small intestine of the pig and its coexistence with substance P and CGRP. *Cell Tissue Res.* 258, 331–337. <https://doi.org/10.1007/BF00239453>
- Todd, G., Kimber, T.E., Ridding, M.C., Semmler, J.G., 2010. Reduced motor cortex plasticity following inhibitory rTMS in older adults. *Clin. Neurophysiol. Off. J. Int. Fed. Clin. Neurophysiol.* 121, 441–447. <https://doi.org/10.1016/j.clinph.2009.11.089>
- Torres, P., Rodrigues, A., Soares, L., Garcia, P., 2016. Metal Concentrations in Two Commercial Tuna Species from an Active Volcanic Region in the Mid-Atlantic Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 70, 341–347.
<https://doi.org/10.1007/s00244-015-0249-1>
- Tyler, C.R., Sumpter, J.P., 1996. Oocyte growth and development in teleosts. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6, 287–318. <https://doi.org/10.1007/BF00122584>
- Ugarte, A.; Abrego, Z.; Unceta, N.; Goicolea, M.A.; Barrio, R.J. Evaluation of the bioaccumulation of trace elements in tuna species by correlation analysis between their concentrations in muscle and first dorsal spine using microwave-assisted digestion and ICP-MS. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 2012, 92, 1761–1775.
- UNEP, 2019. Minamata Convention on Mercury. United Nations Environment Programme (UNEP).
- UNEP 2009 annual report, 2010. . UNEP.
- United Nations (UN), 2012. Report of the United Nations Conference on Sustainable Development (No. 216/16). United Nations, Río de Janeiro, Brazil.
- US EPA, 2023. List of Priority Pollutants. United States Environmental Protection Agency.
- US EPA, 2008. Report on the Environment. United States Environmental Protection Agency.
- Vahter, M.E.; Mottet, N.K.; Friberg, L.T.; Lind, S.B.; Charleston, J.S.; Burbacher, T.M. Demethylation of methyl mercury in different brain sites of *Macaca fascicularis*

monkeys during long-term subclinical methyl mercury exposure. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1995, 134, 273–284.

Valdés, J.; Román, D.; Dávila, P.; Ortlieb, L. y Guiñes, M. (2006). Variabilidad estacional de cadmio en un sistema de surgencia costera del norte de Chile (Bahía Mejillones del Sur, 23° S). *Revista Chilena de Historia Natural*, 79(4), 517-535.

Van de Flierdt, T., Frank, M., Halliday, A. N., Hein, J. R., Hattendorf, B., Günther, D., & Kubik, P. W. (2003). Lead isotopes in North Pacific deep water-implications for past changes in input sources and circulation patterns. *Earth and Planetary Science Letters*, 209(1), 149-164.

Vellinger, C., Gismondi, E., Felten, V., Rousselle, P., Mehennaoui, K., Parant, M., Usseglio-Polatera, P., 2013. Single and combined effects of cadmium and arsenate in *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda): understanding the links between physiological and behavioural responses. *Aquat. Toxicol. Amst. Neth.* 140–141, 106–116. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.05.010>

Vellinger, C., Parant, M., Rousselle, P., Immel, F., Wagner, P., Usseglio-Polatera, P., 2012a. Comparison of arsenate and cadmium toxicity in a freshwater amphipod (*Gammarus pulex*). *Environ. Pollut.* 160, 66–73. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.09.002>

Vellinger, C., Parant, M., Rousselle, P., Usseglio-Polatera, P., 2012b. Antagonistic toxicity of arsenate and cadmium in a freshwater amphipod (*Gammarus pulex*). *Ecotoxicol. Lond. Engl.* 21, 1817–1827. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0916-1>

Vergauwen, L., Hagenars, A., Blust, R., Knapen, D., 2013. Temperature dependence of long-term cadmium toxicity in the zebrafish is not explained by liver oxidative stress: Evidence from transcript expression to physiology. *Aquatic Toxicology* 126, 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.10.004>

Vighi, M., 1981. Lead uptake and release in an experimental trophic chain. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 5, 177–193. [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(81\)90033-6](https://doi.org/10.1016/0147-6513(81)90033-6)

Vizzini, S., Tramati, C., Mazzola, A., 2010. Comparison of stable isotope composition and inorganic and organic contaminant levels in wild and farmed bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the Mediterranean Sea. *Chemosphere* 78, 1236–1243. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.041>

Wang, L., Jia, G., 2005. [Progress in developmental toxicity of methylmercury]. *Wei Sheng Yan Jiu* 34, 633–635.

Wang, X.; Wang, W.X. Physiologically based pharmacokinetic model for inorganic

and methylmercury in a marine fish. *Environ. Sci. Technol.* 2015, 49, 10173–10181.

Wang, X.; Wu, F.; Wang, W.X. In vivo mercury demethylation in a marine fish (*Acanthopagrus schlegelii*). *Environ. Sci. Technol.* 2017, 51, 6441–6451.

Wang, N., Qiu, Y., Hu, K., Huang, C., Xiang, J., Li, H., Tang, J., Wang, J., Xiao, T., 2021. One-step synthesis of cake-like biosorbents from plant biomass for the effective removal and recovery heavy metals: Effect of plant species and roles of xanthation. *Chemosphere* 266, 129129.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129129>

Wang, W.-X., Rainbow, P.S., 2008. Comparative approaches to understand metal bioaccumulation in aquatic animals. *Comp. Biochem. Physiol. Toxicol. Pharmacol.* CBP 148, 315–323. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2008.04.003>

Ward, R.F., Kendall, C.G.St.C., Harris, P.M., 1986. Upper Permian (Guadalupian) Facies and Their Association with Hydrocarbons—Permian Basin, West Texas and New Mexico1. *AAPG Bull.* 70, 239–262. <https://doi.org/10.1306/9488566F-1704-11D7-8645000102C1865D>

Webb, M., 1979. *The Chemistry, Biochemistry, and Biology of Cadmium*. Elsevier/North Holland Biomedical Press.

WHO, 1995. Environmental Health Criteria 165. Inorganic Lead. World Health Organization, Geneva.

WHO, 2022. Lead poisoning.

WHO, 2024. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>

Wiech, M., Frantzen, S., Duinker, A., Rasinger, J.D., Maage, A., 2020. Cadmium in brown crab *Cancer pagurus*. Effects of location, season, cooking and multiple physiological factors and consequences for food safety. *Sci. Total Environ.* 703, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134922>

Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H., Scheuhammer, A.M., 2003. Ecotoxicology of mercury, in: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A.Jr., Cairns, J.Jr. (Eds.), *Handbook of Ecotoxicology*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 409–463. <https://doi.org/10.1201/9781420032505.ch16>

Wiener, J.G., Spry, D.J., 1996. Toxicological significance of mercury in freshwater fish, in: Beyer, W.N., Heinz, G.H., Redmon-Norwood, A.W., SETAC (Society), SETAC Foundation for Environmental Education (Eds.), *Environmental Contaminants in*

Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations, SETAC Special Publications Series. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla.

Wiesner, R.H., McDiarmid, S.V., Kamath, P.S., Edwards, E.B., Malinchoc, M., Kremers, W.K., Krom, R.A.F., Kim, R.W., 2001. MELD and PELD: Application of survival models to liver allocation. *Liver Transpl.* 7, 567.
<https://doi.org/10.1053/jlts.2001.25879>

Wolf, A.T., Natharius, J.A., Danielson, J.J., Ward, B.S., Pender, J.K., 1999. International River Basins of the World. *Int. J. Water Resour. Dev.* 15, 387–427.
<https://doi.org/10.1080/07900629948682>

Wolfe, M.F., Schwarzbach, S., Sulaiman, R.A., 1998. Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 146–160.
<https://doi.org/10.1002/etc.5620170203>

Wu, S.M., Shih, M.-J., Ho, Y.-C., 2007. Toxicological stress response and cadmium distribution in hybrid tilapia (*Oreochromis* sp.) upon cadmium exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 145, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2006.12.003>

Wu, X., Liang, Y., Jin, T., Ye, T., Kong, Q., Wang, Z., Lei, L., Bergdahl, I.A., Nordberg, G.F., 2008. Renal effects evolution in a Chinese population after reduction of cadmium exposure in rice. *Environ. Res.* 108, 233–238.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.02.011>

Xu, J., Bravo, A.G., Lagerkvist, A., Bertilsson, S., Sjöblom, R., Kumpiene, J., 2015. Sources and remediation techniques for mercury contaminated soil. *Environ. Int.* 74, 42–53. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.09.007>

Xu, Q.; Zhao, L.; Wang, Y.; Xie, Q.; Yin, D.; Feng, X.; Wang, D. Bioaccumulation characteristics of mercury in fish in the Three Gorges Reservoir, China. *Environ. Pollut.* 2018, 243, 115e126.

Yamashita, Y.; Amlund, H.; Suzuki, T.; Hara, T.; Hossain, A.M.; Yabu, T.; Touhata, K.; Yamashita, M. Selenoneine, total selenium, and total mercury content in the muscle of fishes. *Fish. Sci.* 2011, 77, 679–686.

Yamashita, Y.; Yamashita, M.; Lida, H. Selenium content in seafood in Japan. *Nutrients* 2013, 5, 388–395.

Yan, C., Li, Q., Zhang, X., & Li, G. (2010). Mobility and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of Xiamen Bay and its adjacent areas, China. *Environmental Earth Sciences*, 60(7), 1469–1479.

Yang, L.; Zhang, Y.; Wang, F.; Luo, Z.; Guo, S.; Strähle, U. Toxicity of mercury:

Molecular evidence. *Chemosphere* 2020, 245, 125586.

Yus`a, V., Suelves, T., Ruiz-Atienza, L., Cervera, M.L., Benedito, V., Pastor, A., 2008. Monitoring programme on cadmium, lead and mercury in fish and seafood from Valencia, Spain: levels and estimated weekly intake. *Food Addit. Contam. Part B* 1, 22-31. <https://doi.org/10.1080/19393210802236935>.

Zaynab, M., Al-Yahyai, R., Ameen, A., Sharif, Y., Ali, L., Fatima, M., Khan, K.A., Li, S., 2022. Health and environmental effects of heavy metals. *J. King Saud Univ. - Sci.* 34, 101653. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101653>

Zhang, H., Reynolds, M., 2019. Cadmium exposure in living organisms: A short review. *Sci. Total Environ.* 678, 761-767. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.395>

Zhang, Y., Jaeglé, L., Thompson, L., Streets, D.G., 2014. Six centuries of changing oceanic mercury. *Glob. Biogeochem. Cycles* 28, 1251-1261. <https://doi.org/10.1002/2014GB004939>

Zheng, N., Wang, S., Dong, W., Hua, X., Li, Yunyang, Song, X., Chu, Q., Hou, S., Li, Yang, 2019. The Toxicological Effects of Mercury Exposure in Marine Fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 102, 714-720. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02593-2>

Zupa R, Corriero A, Deflorio M, Santamaria N, Spedicato D, Marano C, Losurdo M, Bridges CR, De Metrio G. A histological investigation of the occurrence of non-reproductive female bluefin tuna *Thunnus thynnus* in the Mediterranean Sea. *J Fish Biol.* 2009 Oct;75(6):1221-9. doi: 10.1111/j.1095-8649.2009.02355.x. PMID: 20738610.

10. ÍNDICE DE ABREVIATURAS

ABF: Atún de aleta azul del Atlántico (Atlantic Bluefin Tuna)

ADN: Ácido desoxirribonucleico

ANOVA: Análisis de la varianza

ATDSR: Agencia para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades

CANA: Islas Canarias

CE: Comunidad Europea

EFSA: Autoridad Europea para la Seguridad Alimentaria

EU.ESP: EU.España

EU.ESP-ES-CANARY: EU.España (Islas Canarias)

EU.ESP-ES-CANT_ALB: UE.España (Mar Cantábrico) Objetivo Albacora

EU.ESP-ES-CANT_BFT: UE.España (Mar Cantábrico) Objetivo Atún rojo

EU.ESP-ES-MEDI: UE.España (Puertos Mediterráneos)

EU.ESP-ES-MEDI-Recr: UE.España (Puertos Recreativos Mediterráneos)

EU.ESP-ES-SWO: EU.España objetivo Pez Espada

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

FCR: Factor de conversión

GEBCO: Carta Batimétrica General de los Océanos

GEMS/Food: Evaluación fiable de los resultados analíticos de las mediciones de sustancias en los alimentos

HBVSe: Valor de beneficio del selenio para la salud

Hmax: Altura máxima de ola

HS: Altura significativa de ola

ICCAT: Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico

ICP-OES: Espectroscopía de Emisión Atómica con Plasma de Acoplamiento Inductivo

IMBI: Índice de Bioacumulación Media Individual

KMO: Proporción de varianza en las variables que pueden ser causadas por factores subyacentes.

LD: Límite de detección analítico

MAW: Agua Atlántica Modificada

MEDI: Mar Mediterráneo

MilliQ: Agua ultrapura a partir de agua purificada

MLG: Modelo lineal generalizado univariante

NE: Nor Este

OMS: Organización Mundial para la Salud

OPRC: Convenio Internacional sobre Cooperación, Preparación y Lucha contra la Contaminación por Hidrocarburos

OSPAR: Convención para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste

PBFT: Atún de aleta azul del Pacífico (Pacific Bluefin Tuna)

PCM El Gorguel: Polígono de Cultivos Marinos de El Gorguel

PCM San Pedro: Polígono de Cultivos Marinos de San Pedro

ROP-BFT: Programa regional de observadores de ICCAT para el atún rojo del Atlántico Este y Mediterráneo

SBFT : Atún de aleta azul del Sur (Southern Bluefin Tuna)

SIMAR: Series temporales de parámetros de viento y oleaje procedentes de modelado numérico con cadencia horaria

UN: Naciones Unidas

UNEP: Programa Ambiental de las Naciones Unidas

US EPA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América del Norte

UTC: Tiempo Universal Coordinado