



Escuela de Doctorado
y Estudios de Posgrado
Universidad de La Laguna

méxico azul
Fundación vive un mejor azul Para México

Elementos químicos en tejido muscular de tres especies de tiburón, *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis* y *Alopias pelagicus* en la costa de Manzanillo, Colima, México.

Chemical elements in the muscle tissue of three shark species, *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis* and *Alopias pelagicus* on the coast of Manzanillo, Colima, Mexico.

Sara Álvaro Berlanga

Máster en Biología Marina: Biodiversidad y
Conservación

Septiembre 2019

El Dr. Ángel José Gutiérrez Fernández, Profesor Titular del Área de Toxicología de la ULL

CERTIFICA:

Que la memoria presentada por la Graduada en Ciencias Biológicas Sara Álvaro Berlanga, titulada “Elementos químicos en tejido muscular de tres especies de tiburón, *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis* y *Alopias pelagicus* en la costa de Manzanillo, Colima, México” ha sido realizado bajo su dirección y consideran que reúne todas las condiciones de calidad y rigor científico requeridas para optar a su presentación como Trabajo de Fin de Máster, en el Máster Oficial de Postgrado de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación de la Universidad de la Laguna, curso 2018/2019.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firma el presente informe favorable en San Cristóbal de La Laguna a 9 de Septiembre de 2019.

Fdo. Dr.

Este documento incorpora firma electrónica, y es copia auténtica de un documento electrónico archivado por la ULL según la Ley 39/2015.
La autenticidad de este documento puede ser comprobada en la dirección: <https://sede.ull.es/validacion/>

Identificador del documento: 2111184 Código de verificación: XD9r2KTQ

Firmado por: Ángel José Gutiérrez Fernández
UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA

Fecha: 09/09/2019 10:59:59

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Antecedentes	3
1.1.1. Los peces cartilagosos	3
1.1.1.1. Descripción de las especies de estudio.....	4
1.1.2. Elementos químicos de estudio dentro de los ecosistemas marinos.....	7
1.1.2.1. Ingreso al sistema marino de los elementos químicos de estudio	7
1.1.2.2. Elementos tóxicos	8
1.1.2.3. No metal	11
1.1.2.4. Microconstituyentes	12
1.1.2.5. Elementos traza	15
1.1.2.6. Bioacumulación, biomagnificación y biodisponibilidad de los elementos estudiados	16
1.1.2.7. Rutas de incorporación y efectos tóxicos de los elementos químicos	16
2. OBJETIVO GENERAL	20
2.1. Objetivos específicos	20
3. HIPÓTESIS	20
4. MATERIAL Y MÉTODOS	21
4.1. Área de estudio	21
4.2. Muestreo	21
4.3. Análisis de los elementos de estudio en el laboratorio	24
4.4. Análisis estadístico	26
4.5. Legislación de contenidos máximos de metales pesados tóxicos (mg/kg p.h.)	27
4.6. Legislación para la ingesta dietética semanal de elementos químicos	27
5. RESULTADOS	29
5.1. Caracterización de las muestras	29
5.1.1. Proporción de sexos.....	29
5.1.2. Distribución de tallas	30
5.1.3. Distribución de edades.....	31
5.2. Perfil de concentración de los elementos químicos	32
5.2.1. Relación entre la especie de tiburón asociado a la concentración de los elementos.....	32
5.2.2. Relación de talla/edad/sexo asociado a la concentración de cada elemento..	35

5.2.3.	Correlación entre los elementos	37
5.2.4.	Proporción Molar (PM) de Mercurio:Selenio	38
5.3.	Normativa de contenidos máximos de los MP (mg/kg p.h).....	38
5.3.1.	Límites máximos permitidos para su comercialización	38
5.3.2.	Ingestas dietéticas	40
6.	DISCUSIÓN.....	41
6.1.	Composición de las muestras.....	41
6.1.1.	Proporción de sexos	41
6.1.2.	Distribución de tallas y edad	42
6.2.	Perfil de concentración de los elementos químicos	42
6.2.1.	Relación entre la especie de tiburón asociado a la concentración de los elementos.....	42
6.2.2.	Perfil de concentración de los elementos por talla	46
6.2.3.	Perfil de concentración de los elementos por sexo.....	47
6.2.4.	Correlación entre la concentración de los elementos de estudio	48
6.2.5.	Proporción Molar (PM) de Mercurio:Selenio	48
6.3.	Normativa de concentraciones máximas de los elementos químicos (mg/kg p.h).....	49
6.3.1.	Evaluación del riesgo tóxico.....	49
6.3.2.	Evaluación nutricional para microconstituyentes y no metal	50
7.	CONCLUSIONES	50
8.	BIBLIOGRAFÍA.....	52
9.	AGRADECIMIENTOS	61
10.	ANEXO	62

RESUMEN

En el presente estudio se analiza con THERMO Element 2XR (HR-ICP-MS) la concentración del Hg, Pb, Cd, Cu, As, Se, Zn, Cr, V, Fe, Ni, Co y Mn en el tejido muscular de *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis* y *Alopias pelagicus* capturadas frente la costa de Colima (Pacífico central mexicano). Fe (420.61 ± 478.81 mg/kg p.h.), Zn (175.68 ± 115.91 mg/kg p.h.), As (103.44 ± 91.19 mg/kg p.h.) y Cu (24.80 ± 21.16 mg/kg p.h.) fueron los elementos que presentaron mayores concentraciones en las tres especies. Así mismo, tan solo presentó bioacumulación en cuanto a la talla, el Hg en *A.pelagicus* y *C.falciformis* y el Cd en *A.pelagicus*. *P.glauca* presentó correlación negativa entre su longitud total y la [Cd] a diferencia de *A.pelagicus*, con correlación positiva. Las concentraciones encontradas reflejan que las preferencias alimenticias pueden actuar como vía de entrada para estos tiburones. Más de la mitad de los organismos recolectados superaron los límites máximos permitidos para el Cd y Pb bajo la Norma Oficial Mexicana, la Legislación Europea y el comité mixto FAO/WHO. No se recomendaría la ingesta de ninguna de las especies recolectadas pues el Cd y As presentaron valores de MoS > 1.

Palabras clave: elementos químicos, músculo, Pacífico central mexicano, tiburón, toxicología.

ABSTRACT

In the present study, THERMO Element 2XR (HR-ICP-MS) analyses the concentration of Hg, Pb, Cd, Cu, As, Se, Zn, Cr, V, Fe, Ni, Co and Mn in the muscle tissue of *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis* and *Alopias pelagicus* captured at the Colima coast (central Mexican Pacific). Fe (420.61 ± 478.81 mg/kg ww), Zn (175.68 ± 115.91 mg/kg ww), As (103.44 ± 91.19 mg/kg ww) and Cu (24.80 ± 21.16 mg/kg ww) were the elements with the highest concentrations in the three species. Likewise, it only presented bioaccumulation in terms of size, Hg in *A.pelagicus* and *C.falciformis*, and Cd in *A.pelagicus*. *P.glauca* presented a negative correlation between its total length and the [Cd] unlike *A.pelagicus*, which had a positive correlation. The concentrations reflected that food preferences can act as an entry route for these sharks. More than half of the organisms collected exceed the maximum limits allowed for the Cd and Pb under the Official Mexican Standard, the European Legislation and the joint FAO/WHO committee. The intake of any of the collected species would not be recommended because Cd and As presented MoS values > 1.

Key words: chemical elements, muscle, central Mexican Pacific, shark, toxicity.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente los ecosistemas más amenazados de nuestro planeta se encuentran en los océanos (Neeman, 2018) y debido a ello en los últimos años se ha producido una pérdida continua de los diferentes hábitats marinos. Una de las principales amenazas, además de la sobreexplotación de sus recursos, es la polución de sus aguas específicamente por descarga de metales pesados (MP) (Rahman *et al.*, 2010). Al contrario que muchos otros contaminantes orgánicos, los MP se caracterizan por ser sustancias con un gran equilibrio químico ante los procesos de biodegradación, esto hace que no desaparezcan del medio ambiente ya que se transfieren a otros lugares, pueden cambiar de estado o producir otras sustancias (Escobar-Sánchez, 2010).

Un MP es todo aquel elemento de la tabla periódica cuyo peso específico es igual o superior a 5 g/cm^3 (Fairbrother *et al.*, 2007), todo elemento con número atómico superior al del sodio (Na) $Z=11$ y/o todo elemento con peso atómico comprendido entre 63.546-200.590, sin embargo, algunos autores consideran estas definiciones como inapropiadas dado que estas características no hacen referencia a la reactividad o toxicidad de un metal (Covarrubias *et al.*, 2015). Así pues, hoy en día, el término “metal pesado” es utilizado para referirse de una manera amplia a aquellos metales con potencial de causar problemas de toxicidad (Alloway, 2013). En el presente estudio se analizan 11 MP: el mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), cobalto (Co), cromo (Cr), vanadio (V), hierro (Fe), níquel (Ni), cobre (Cu) y manganeso (Mn), un metaloide, el arsénico (As) y un no metal, el selenio (Se).

Dentro de los ecosistemas marinos se encuentran uno de los linajes más importantes de depredadores con una esencial función “de arriba hacia abajo” (top-down) sobre la estructura y la función de los ecosistemas costeros y oceánicos (Ferretti *et al.*, 2010), los elasmobranquios (tiburones y rayas) que son peces cartilagosos. Los tiburones se caracterizan por presentar estrategia K que se representa por tener una fecundación interna, baja fecundidad, largos períodos de gestación, crecimiento lento, madurez reproductiva tardía y frecuencia reproductiva variable (Clarke *et al.*, 2013). Estas características determinan que sus poblaciones respondan rápidamente a efectos ambientales y antropogénicos adversos como la sobrepesca y la polución de sus hábitats, los océanos (Compagno, 1990).



Los tiburones son recursos biológicos importantes desde el punto de vista ecológico, pesquero, alimentario, turístico y económico (CONAPESCA-INP, 2013). Mundialmente son explotados como especie objetivo o como pesca incidental (bycatch) por su carne, sus aletas que se utilizan para la sopa de tiburón, sus hígados de donde se extraen complejos vitamínicos y por su piel con la que se consigue cuero (Ferretti *et al.*, 2010) para diferentes usos. En México se pueden encontrar más de 100 especies de tiburón de las cuales 40 son capturadas debido a su interés comercial. La pesca del tiburón es una de las más importantes en el Pacífico mexicano y se caracteriza por ser multiespecífica, capturándose aproximadamente 32 especies de las familias Carcharhinidae, Sphyrnidae, Alopiidae, Triakidae, Lamnidae y Ginglymostomatidae (Soriano-Velásquez *et al.*, 2006). Actualmente el Puerto de Manzanillo, situado en el Pacífico central mexicano, dispone de 10 barcos palangreros de mediana altura dedicados a la pesca de tiburón (Valdez-Carrasco *et al.*, 2018) que se comercializan en la ciudad de Guadalajara (Cruz *et al.*, 2011). Las principales especies en orden de importancia según el volumen en la producción del Pacífico central mexicano son: *Carcharhinus falciformis*, *Prionace glauca*, *Alopias pelagicus*, *Sphyrna lewini*, *Carcharhinus limbatus*, *Galeocerdo cuvier*, *Isurus oxyrinchus*, *Carcharhinus leucas*, *Sphyrna zygaena*, *Alopias superciliosus*, *Carcharhinus longimanus* y *Negaprion brevirostris* (CONAPESCA-INP, 2013). Con el propósito de proteger los períodos de reproducción y desarrollo de los tiburones, la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) de México, estableció en 2014 el inicio de veda a partir del 1 de mayo hasta el 31 de julio de cada año en zonas de aguas nacionales del Océano Pacífico mexicano (Mayorga-Castañeda, 2012).

Por su comportamiento depredador, larga vida y altos niveles tróficos (Márquez-Farías y Castillo-Géniz, 1998), los tiburones pueden llegar a acumular y biomagnificar mayores concentraciones de elementos químicos que otras especies marinas (Delshad *et al.*, 2012) excediéndose a menudo de las concentraciones máximas admisibles (CMA) o del límite comestible (según la reglamentación Mexicana) para el consumo humano (Ruelas-Insunza y Páez-Osuna, 2005; García-Hernández *et al.*, 2007; Escobar-Sánchez, 2010; Maz-Courrau *et al.*, 2011; Hurtado-Banda *et al.*, 2012; Terrazas-López *et al.*, 2016). La alimentación puede contribuir a la concentración de estos elementos en los depredadores ya que muchos de éstos se incorporan al organismo a través de la dieta (Anadón, 2007). Como resultado de esta vulnerabilidad para acumular contaminantes a través de la cadena



alimentaria, es probable que dichos especímenes sean buenos bioindicadores de la contaminación del medio marino por elementos químicos (Marcovecchio *et al.*, 1991; Endo *et al.*, 2008), debido a ello, existe una enorme preocupación por el consumo de carne de tiburón y de muchos otros organismos acuáticos contaminados pues existen casos descritos de intoxicación en humanos por ingestión de carne tóxica (Biswas, 2019).

La costa Pacífica central mexicana presenta una de las mayores densidades de tráfico marítimo dentro del Pacífico Mexicano, existiendo mayor probabilidad para la ocurrencia de accidentes y derrame de sustancias contaminantes con repercusiones en la biota marina (Liñán-Cabello, 2019).

En México se han realizado estudios sobre MP en tiburones de los géneros *Carcharhinus*, *Isurus*, *Prionace*, *Rhizoprionodon*, *Sphyrna* y *Squatina* (Espinoza, 2016), pero, hasta la fecha, en las aguas próximas al puerto de Manzanillo, no se cuenta con estudios de toxicidad para *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis* y *Alopias pelagicus*, las cuales son las principales especies de tiburón capturadas por las flotas palangreras del puerto de Manzanillo con 34,91%, 60,90% y 3,20% respectivamente (Valdez-Carrasco *et al.*, 2018), especies estudiadas en el presente trabajo. Como consecuencia, no se sabe si éstas, al encontrarse en la cúspide de la pirámide trófica, podrían tener ciertos niveles de estos contaminantes superiores a lo establecido por las Normas Oficiales de México, EFSA y/o comité mixto FAO/WHO. Así mismo, altas concentraciones de dichos elementos podrían afectar negativamente a la estructura y función del ecosistema debido a un posible efecto cascada (Ferretti *et al.*, 2010).

Así pues, el presente trabajo profundiza en un mejor entendimiento sobre la posible asociación que pueda existir entre contaminantes y las tres especies de tiburón que se estudia, así como la evaluación del riesgo tóxico para la salud de sus consumidores. Ello podría ser de utilidad para generar una propuesta de regulación de emisión de polutantes y generar un movimiento a favor de una ley de protección del estatus de las tres especies de gran valor ecológico en el Pacífico central mexicano.

1.1. Antecedentes

1.1.1. Los peces cartilagosos

Los tiburones pertenecen a la clase Chondrichthyes (condrictios), es decir, a los peces cartilagosos. Específicamente a la subclase Elasmobranchii (Elasmobranquios; del griego *elasmós*: placa, y *bránkia*: branquias) que a su vez comprenden las rayas



(Compagno *et al.*, 2005). Las tres especies del actual estudio, presentan cinco hendiduras branquiales, aleta anal, dos aletas dorsales, la boca se encuentra detrás de los ojos y se diferencian en que el orden Lamniforme (*A.pelagicus*) no tiene párpados nictitantes mientras que los Carcharhiniformes (*P.glauca* y *C.falciformis*) sí los presentan (Compagno *et al.*, 2005). La estructura corporal de los tiburones ha permanecido casi invariable durante cientos de millones de años (Applegate *et al.*, 1979) y una de las características más importantes es que su esqueleto cartilaginoso es muy ligero y flexible. La mayor parte de la membrana de la aleta está sujeta por unas finas fibras alargadas de colágeno llamadas ceratotriquios las cuales son el ingrediente más importante de la “sopa de aleta de tiburón”, considerada como un platillo exquisito y tradicional en los países asiáticos (Compagno *et al.*, 2005).

1.1.1.1.Descripción de las especies de estudio

Tiburón azul, Blue shark (*Prionace glauca*, Linnaeus, 1785)

Clase: Chondrichthyes. Orden: Carcharhiniformes. Familia: Carcharhinidae.

Esta especie presenta un cuerpo largo y delgado con el dorso azul oscuro, azul brillante en los costados y una clara delimitación con la parte inferior de color blanco (*Figura 1*). Su longitud máxima es de 380 cm de longitud total (LT) y los machos alcanzan la madurez sexual a los 183 cm LT (< 8 años) y las hembras a los 196 cm LT (< 8 años) (Blanco-Parra, 2003; Carrera-Fernández *et al.*, 2010). Presentan dimorfismo sexual siendo las hembras de mayor tamaño que los machos con una longevidad para ambos sexos de unos 20 años. Son vivíparos placentados y pueden tener entre 4-135 crías por camada (normalmente entre 15-30) con un período de gestación de 9 a 12 meses. La reproducción es estacional (anual o en años alternos) y en el Pacífico Norte el apareamiento ocurre durante el verano dándose el alumbramiento entre las estaciones de primavera y verano (Compagno *et al.*, 2005).

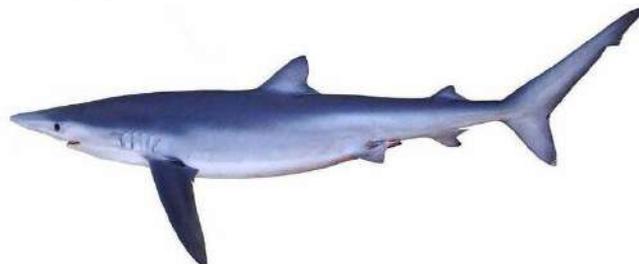


Figura 1. Representación de la especie *Prionace glauca*. Fuente: Hoffmayer *et al.* (2009).



Tiene una distribución mundial en aguas oceánicas templadas y tropicales (7-25°C) preferiblemente entre los 12-20°C en latitudes 60° N a 50° S. Es oceánico y pelágico, encontrándose desde la superficie hasta un máximo de 350 m de profundidad (Compagno *et al.*, 2005). Su dieta consiste principalmente de pequeños peces pelágicos (Carrera-Fernández, 2004) invertebrados como el cangrejo rojo (Escobar-Sánchez *et al.*, 2011), cefalópodos (Escobar-Sánchez, 2010), peces bentónicos, pequeños tiburones, cetáceos (posiblemente carroña) y aves marinas (Compagno, 1984). Es el tiburón más capturado del mundo y por ende la especie más representada en el comercio global de aletas de tiburón (18%) con un total de 2,7 a 5,4 millones de individuos pescados (Clarke *et al.*, 2006). Dentro de La Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN está catalogado como especie casi amenazada (Stevens, 2009) y no está incluido en CITES (CITES, 2017) ni en la Norma Oficial Mexicana NOM_059 de SEMARNAT (NOM 059-SEMARNAT, 2010).

Tiburón sedoso, tunero o aleta de cartón, Silky shark (*Carcharhinus falciformis*, J.P. Müller y Henle, 1839 y Bibron, 1839)

Clase: Chondrichthyes. Orden: Carcharhiniformes. Familia: Carcharhinidae.

Esta especie es grande y delgada, de color gris oscuro o casi negruzco por la parte superior con una banda pálida y poco vistosa en la parte lateral y de coloración blanquecina por la parte ventral (*Figura 2*). Es una especie vivípara placentaria, su período de gestación varía de los 10 a 12 meses y Soriano-Velásquez *et al.* (2002) observaron que las hembras dan a luz entre 2-14 crías por camada. En cuanto a la talla, alcanzan un tamaño máximo de aproximadamente 330 cm de LT y una madurez sexual a los 187-217 cm de LT los machos y 213-230 cm de LT las hembras (Compagno *et al.*, 2005), entre los 7-8 años para ambos sexos (Sánchez de Ita *et al.*, 2011).



Figura 2. Representación de la especie *Carcharhinus falciformis*. Fuente: Wpclipart.



Es una especie oceánica, epipelágica y presenta distribución circunglobal en aguas tropicales (Rigby *et al.*, 2017). Se encuentra desde la superficie hasta al menos 500 m de profundidad, pero mayoritariamente se encuentra cerca del borde de las plataformas continentales e insulares por encima de los 200 m (Last y Stevens, 2009). En cuanto a su distribución en el Pacífico oriental, las especies varían desde el sur de Baja California hasta Perú (Marin *et al.*, 1998; Last y Stevens, 2009; Laith, 2013). Se alimenta fundamentalmente de peces sobre todo de la sardina, del cangrejo nadador y cefalópodos como el calamar (Calderón, 2018). Es la especie del género *Carcharhinus* más abundante en las capturas de palangre en la Zona Económica Exclusiva (ZEE) del Pacífico mexicano (CONAPESCA-INP, 2004) siendo en algunas regiones la especie que sostiene la pesquería (Castillo-Geniz *et al.*, 2008) y la segunda especie de tiburón más capturada a nivel mundial, después del tiburón azul (Oliver *et al.*, 2015). Dentro de La Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN el tiburón sedoso está catalogado como especie vulnerable (Rigby *et al.*, 2017). Está incluida en CITES (CITES, 2017) pero no en la Norma Oficial Mexicana NOM_059 de SEMARNAT (NOM 059-SEMARNAT, 2010).

Tiburón zorro, Pelagic thresher (*Alopias pelagicus*, H. Nakamura, 1935)

Clase: Chondrichthyes. Orden: Lamniformes. Familia: Alopiidae.

Esta especie presenta un cuerpo azul intenso en la parte superior y blanco por la parte dorsal (*Figura 3*). Tiene una cola larga y curvada, con el lóbulo superior tan largo como el resto del tiburón que le ayuda a aturdir a sus presas. Son ovovivíparos (vivípara aplacentaria), tienen camadas de tan solo dos crías (Compagno *et al.*, 2005) y llegan a alcanzar una LT máxima adulta de 330 cm (Muñoz-Ponce de León, 2008). Alcanzan la madurez sexual a los 267-276 cm de LT en machos (7-8 años) y a los 282-292 cm de LT las hembras (8-9 años) (Liu *et al.*, 1999).

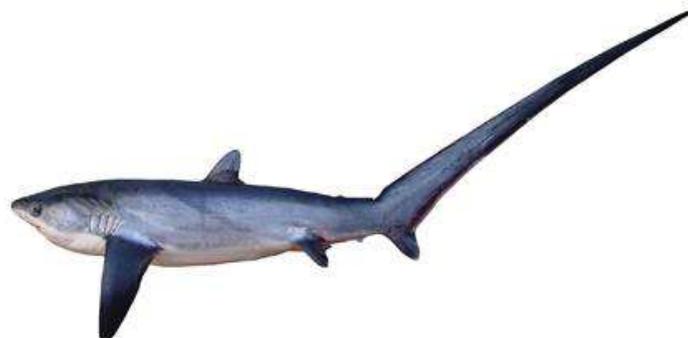


Figura 3. Representación de la especie *Alopias pelagicus*. Fuente: fishIDER (2017).



Es una especie Indo Pacífica (Muñoz-Ponce de León, 2008) y altamente migradora, epipelágica y circuntropical, considerada de aguas tropicales y asociada a temperaturas entre 20-25 °C. Se encuentra desde la superficie hasta un máximo de 152 m de profundidad (Compagno, 2001). Según el estudio de Polo-Silva (2008) y Escobar-Sánchez (2010) sus principales presas son cefalópodos y peces. Aunque las poblaciones no están gravemente fragmentadas, la población de esta especie está decreciendo en las aguas del Pacífico (Reardon *et al.*, 2009). Dentro de La Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN el tiburón zorro está catalogado como especie vulnerable (Reardon *et al.*, 2009). Está incluida en CITES (CITES, 2017) pero no en la Norma Oficial Mexicana NOM_059 de SEMARNAT (NOM 059-SEMARNAT, 2010).

1.1.2. Elementos químicos de estudio dentro de los ecosistemas marinos

1.1.2.1. Ingreso al sistema marino de los elementos químicos de estudio

La polución oceánica por elementos químicos se ha observado principalmente en las aguas costeras. Es un problema que ha ido en aumento en los últimos años y entre las principales fuentes de aporte se encuentran la minería, la metalúrgica, la agricultura, emisiones de los vehículos, los agroquímicos (Araújo y Cedeño-Macías, 2016), las descargas fluviales, industriales, domésticas, inmersión directa de desechos, el tránsito de buques de carga, embarcaciones diversas y el aporte natural en ciertos acuíferos (Mendoza-Díaz *et al.*, 2013). La *Figura 4* representa las posibles fuentes de los elementos químicos que se analizan en el presente estudio: metales pesados, el metaloide y el no metal, en el Pacífico central mexicano donde se exponen diversos agentes causantes e interacciones y las posibles consecuencias en el recurso estudiado, el tiburón.

En México, existen estudios sobre la presencia de MP en ríos, lagos, cultivos, suelos y aire de zonas urbanas, así como en ambientes costeros y marinos, donde también se ha detectado la acumulación de metales tóxicos en tejidos de peces y moluscos de consumo humano (Villanueva y Botello, 1992; García-Hernández *et al.*, 2007; Jonathan *et al.*, 2015; Jonathan *et al.*, 2017; Bezerra *et al.*, 2019).

El puerto de Manzanillo (Colima, México) recibe anualmente más de dos mil buques de cargamento de petróleo, gas y mercancías, es decir, se manejan casi tres millones de TEU (*Twenty-foot Equivalent Unit*, una unidad de medida de capacidad aproximada del transporte marítimo expresada en contenedores) representando el 46% de carga de contenedores dentro de todo el país y el 60% de carga de toda la costa Pacífica mexicana



(Connell *et al.*, 2015). Así pues, la costa del Pacífico central mexicano presenta una de las rutas con mayor densidad de tráfico marítimo, siendo la ciudad de Manzanillo quien presenta el puerto más importante de México ya que juega como un importante punto estratégico para la conectividad entre Asia, Estados Unidos y América Latina (Wilmsmeier *et al.*, 2014).

1.1.2.2. Elementos tóxicos

Estos elementos no tienen función biológica conocida y se pueden bioacumular pudiendo llegar a causar riesgo tóxico (Gracia, 2010), son el Hg, Cd, Pb y As entre otros.

Mercurio (Hg)

Es un MP altamente tóxico, pertenece al grupo IIB de los metales de transición y es el único metal que podemos encontrar en estado líquido a temperatura ambiente. Puede llegar al ambiente marino a través de procesos naturales como la actividad volcánica, depósitos minerales, incendios forestales, emisiones oceánicas, desgasificación de la corteza terrestre y erosión del suelo (Escobar-Sánchez, 2010), pero la principal fuente natural es el sulfuro de mercurio (HgS) que se recupera como subproducto del procesamiento de minerales. No obstante, el mayor aporte proviene de las actividades antrópicas, principalmente de la minería, de la combustión industrial y la quema de residuos sólidos municipales que puedan contener termómetros, baterías alcalinas, lámparas fluorescentes entre otros (Volke *et al.*, 2005). A diferencia de otros metales, el Hg se encuentra presente en la atmósfera en estado gaseoso (Rosa *et al.*, 2004). Existen tres formas del Hg: el mercurio elemental (H^0), mercurio inorgánico (Hg^{+2} y Hg^{+1}) y el orgánico (metilmercurio, MeHg o CH_3Hg^+) (Escobar-Sánchez, 2010). El Hg se introduce en el medio ambiente en forma inorgánica, pero se convierte en orgánica por acción de las bacterias del medio ambiente (Park *et al.*, 2011). El MeHg se considera la forma más tóxica de Hg (Hempel *et al.*, 1995) y se estima que más del 90% de Hg presente en un tejido se encuentra como tal (Bloom, 1992; Watras *et al.*, 1998; Piraino y Taylor, 2009; Lozano-Soldevilla *et al.*, 2017), siendo la forma del Hg que se puede bioacumular con mayor facilidad a través de la cadena alimenticia (García-Hernández *et al.*, 2007; Escobar-Sánchez, 2010).

Sus efectos adversos, el comportamiento bioquímico y el transporte del Hg en el medio ambiente dependen claramente de su forma química, concentración y el tiempo de



exposición. El Hg^{2+} y el MeHg son las dos especies más abundantes encontradas en muestras biológicas. Es bien sabido que el MeHg es más dañino que el Hg^{2+} , sin embargo, este último también puede ser biometilado por organismos acuáticos, siendo el consumo de pescado la principal fuente de Hg para los humanos (Cuello *et al.*, 2012). Cabe destacar que las sustancias metiladas son lipofílicas por lo que se acumulan mayoritariamente en los tejidos grasos de los seres vivos (Escobar-Sánchez, 2010). A causa de su liposolubilidad y capacidad de interacción con los grupos -SH, forma unos compuestos orgánicos que cruzan con facilidad las barreras hematocefálica y placentaria, resultando así como agente neurotóxico, sobre todo para el cerebro en desarrollo (Moreno-Sánchez *et al.*, 1999; Volke *et al.*, 2005). El Hg^{2+} no es capaz de atravesar dichas barreras y en consecuencia su mayor toxicidad se encuentra en el riñón. Otro mecanismo de toxicidad común a todos los compuestos mercuriales es la generación de prooxidantes como los radicales libres, porque se detienen los mecanismos antioxidantes de las células durante la exposición (Ochoa y González, 2008). El cerebro de los peces es más vulnerable a la presencia de Hg que en otros tejidos como el hígado o riñón (Lushchak, 2012). Según el estudio de Cuello *et al.* (2012), algunas funciones moleculares se ven afectadas por la fracción MeHg, como el desarrollo embrionario, la homeostasis del calcio (Ca), la síntesis de proteínas y la producción de energía. Storelli *et al.* (2002) propuso que la rápida absorción del MeHg en el tejido de los peces y su persistencia dentro del músculo puede deberse a su alta permeabilidad a través de las membranas celulares y su afinidad a los grupos -SH de aminoácidos.

Plomo (Pb)

Es un MP tóxico, se ubica en el grupo IVA de la tabla periódica y se encuentra presente en la corteza terrestre de forma natural y en pequeñas cantidades (0.002 %) (Volke *et al.*, 2005). Las principales fuentes de emisión de Pb a los ambientes acuáticos provienen de la industria del Fe y del Pb (procesos de fundición, refinado y fabricación de metales no ferrosos), las aguas fecales urbanas domésticas y de depuradoras, la deposición atmosférica (Afonso, 2014) debido al uso de gasolinas con Pb (Volke *et al.*, 2005) y a través de los compuestos que se utilizan en la pintura, colorantes y esmaltes de los buques (óxido de plomo) (Bejarano-Ramírez *et al.*, 2017).

El Pb en general actúa como inhibidor de enzimas alterando el metabolismo celular y tiende a bioacumularse en diversos tejidos, de donde es eliminado muy lentamente. Los efectos tóxicos más graves son por la acción sobre el encéfalo y el sistema nervioso



periférico (Nava-Ruíz y Méndez-Armenta, 2011). Este metal, al ser un catión divalente, se une de manera estrecha a los grupos -SH de las proteínas ocasionando su desnaturalización. Así pues, la exposición a dosis elevadas de este elemento puede ocasionar una serie de efectos adversos a la salud de los organismos marinos (Covarrubias y Peña-Cabriales, 2017). También se sabe que inhibe o imita la acción del Ca, interfiere con la actividad de las metalotioneinas (MT) y en la biosíntesis del grupo hemo (Soto-Jiménez, 2011). Recientemente se sabe que la exposición de Pb a concentraciones consideradas “normales” tiene un efecto directo sobre el funcionamiento del riñón y causa un mayor riesgo de morbilidad cardiovascular, además de sustituir a elementos esenciales como el Zn y el Ca (Ortega-García *et al.*, 2005; Sabath y Robles-Osorio, 2012).

Cadmio (Cd)

Es un MP tóxico que se encuentra comúnmente en todos los ecosistemas del mundo (Satarug *et al.*, 2010) y pertenece al grupo IIB de los metales de transición. Las principales fuentes antropogénicas con mayor emisión de este MP al ambiente son las procesadoras de baterías, cables eléctricos, joyerías, laminados a vapor, soldadura en pigmentos (Galvão y Corey, 1987), minería, incineración de residuos, producción y uso de pinturas como revestimientos anticorrosivos de metal (Afonso, 2014), combustión de carbón y petróleo y su posterior deposición atmosférica (Núñez *et al.*, 2018), metalurgia y la quema de plásticos (principalmente PVC). Se suele depositar en la materia orgánica del suelo, pero parte de él se disuelve en agua (Volke *et al.*, 2005). En México, las principales fuentes de exposición son la actividad industrial y el tabaco (Galicia-García *et al.*, 1997). Cabe destacar que también existen aportaciones de Cd de manera natural procedente de incendios forestales, erupciones volcánicas y procesos geológicos erosivos. El Cd interactúa con monómeros de fosfatidiletanolamina y fosfatidilserina con mayor afinidad que el Ca y el Na. Estas interacciones son una parte de la base bioquímica que explica los efectos tóxicos del Cd en las membranas biológicas. La otra parte importante de su efecto tóxico sobre la función celular es su interacción con los grupos -SH de proteínas y otras biomoléculas, como las enzimas mitocondriales (Vallee y Ulmer, 1972). La toxicidad del Cd también se relaciona con la formación de radicales libres y la activación parcial de la calmodulina (CaM) como análogo del Ca^{2+} (Díaz-Barriga, 1991). Este elemento es considerado particularmente nefrotóxico incluso a concentraciones consideradas como “normales” (Ortega-García *et al.*, 2005; Sabath y Robles-Osorio, 2012). También se ha visto que en algunas especies determinadas concentraciones les afecta en la reproducción



en cuanto a la maduración y viabilidad de los gametos con lo que les genera una disminución de fertilidad. Además, se ha visto que puede generar efectos tóxicos sobre la expresión génica llegando a provoca cáncer (Vélez-Álvarez *et al.*, 2013).

Arsénico (As)

Es un metaloide tóxico, un elemento ubicuo, abundante y pertenece al grupo VA de la tabla periódica (Volke *et al.*, 2005). Las fuentes antropogénicas como los fertilizantes, pesticidas, herbicidas, minería, metalurgia, emisión de fundiciones y combustión de energéticos fósiles, contribuyen de manera importante a la liberación de As al ambiente. También está presente en las cenizas de la combustión del carbón, en la corteza terrestre y existen grandes yacimientos naturales en México (Devars y Moreno-Sánchez, 1999). En ambientes acuáticos suele encontrarse predominando el arseniato As (V) (AsO_4^{3-}) seguido del arsenito As (III) (As_3^+) (Kumari *et al.*, 2016). El As tiene una química bastante compleja y su movilidad aumenta con el pH (Volke *et al.*, 2005). La toxicidad de este metaloide depende de su estado de oxidación. El arsenito (As_3^+) es un potente inductor de la síntesis de proteínas de choque térmico, de oxigenasas implicadas en la biosíntesis del grupo hemo y de MT. Sus efectos en la salud de los peces incluyen diversos mecanismos de toxicidad aguda y crónica incluyendo fallos enzimáticos, genéticos e inmunitarios. Muchos estudios revelan que las mayores concentraciones de este metaloide tóxico se encuentran en el hígado y el riñón (Kumari *et al.*, 2016).

1.1.2.3. No metal

Selenio (Se)

Este elemento forma parte del grupo VIA dentro de la tabla periódica. Aunque no existen depósitos de este no metal, se encuentra ampliamente distribuido en las rocas y suelos de todo el mundo y las mayores concentraciones provienen del azufre nativo de los volcanes. Este no metal se suele encontrar junto con el telurio (Te) en los sedimentos y barros que resultan del refinado electrolítico del Cu. La fabricación de rectificadores de Se que convierten la corriente alterna en continua constituyen más de la mitad de la producción mundial de este no metal. El óxido de selenio (SeO_2) es el compuesto de Se más utilizado en la industria y se produce quemando el Se en oxígeno (Nordberg *et al.*, 1998). Es un elemento usado en la industria electrónica, del caucho y del vidrio, como pigmento en la industria de plásticos, pinturas, textiles y esmaltes. Se utiliza también para la preparación



de medicamentos, como aditivo nutricional en alimentos y como ingrediente de champús contra la caspa, así como en formulaciones de ciertos pesticidas y fungicidas (Volke *et al.*, 2005). Se sabe que este no metal desempeña un papel importante para contrarrestar la toxicidad del Hg. Al formarse el complejo Hg-Se aumenta la glutatión peroxidasa provocando que la toxicidad del Hg se reduzca y se previene el daño oxidativo (Belzile *et al.*, 2006). El efecto protector que el Se ejerce frente a la toxicidad del Hg se conoce desde hace más de cinco décadas siendo descrito por primera vez por Parizek y Ostadalova (1967). Estos investigadores demostraron la desaparición del efecto tóxico del Hg cuando ambos compuestos (SeO_3^{2-} y Hg^{2+}) se encontraban simultáneamente en un mismo organismo vivo (Cuello, 2017). Así pues, el Se actúa como elemento antagonista ante la presencia de Hg. Existen varios trabajos que estudian las relaciones entre Se y Hg en organismos marinos (Storelli *et al.*, 2002; Endo *et al.*, 2005; Branco *et al.*, 2007, Escobar-Sánchez, 2010). Las formas elementales del Se son probablemente inocuas, pero sus compuestos como el H_2Se son muy tóxicos y en sus reacciones fisiológicas se asemejan al As (Volke *et al.*, 2005). Es un elemento que participa en la formación y la utilización del glutatión (GSH), un antioxidante que protege a las células del daño oxidativo (Norbert-Schrauzer, 2004).

1.1.2.4. Microconstituyentes

Son aquellos elementos esenciales que son requeridos en cantidades de μg o mg por parte de los organismos para completar su ciclo vital (Caballero *et al.*, 2014): Cr, Cu, Zn, Fe, Mn y Ni.

Cromo (Cr)

Este elemento es un metal de transición del grupo VIB y es de los menos comunes. Se encuentra en la corteza terrestre, aunque no de forma elemental sino en compuestos (Volke *et al.*, 2005) y presenta varios estados de oxidación, pero los más comunes debido a diversas actividades antropogénicas, ocurrencia geológica, pH y condiciones redox son el trivalente (Cr III) y el hexavalente (Cr VI) (Pal *et al.*, 2005; Volke *et al.*, 2005; Mishra *et al.*, 2010). Las principales fuentes de polución es la liberación de procesos de galvanoplastia, la eliminación de desechos que contienen Cr (Wuana y Okieimen, 2011), industrias procesadoras de cemento, colorantes (industria textil), curtiduría, material fotográfico, materiales refractarios, metalurgia y pinturas (Devars y Moreno-Sánchez, 1999). El Cr VI es la forma más tóxica del Cr y también la más móvil (Wuana y



Okieimen, 2011). El Cr III es un nutriente esencial que participa en procesos indispensables para la supervivencia de la célula y es necesario para el metabolismo normal de carbohidratos y lípidos, y en la estabilización de proteínas y ácidos nucleicos (Becerra-Torres *et al.*, 2014). En cambio, el Cr VI es la forma tóxica y reactiva que puede generar varios efectos adversos, mediante la generación de radicales libres por procesos de estrés oxidativo. La dosis mortal de Cr para el ser humano es de 6-8 g/kg/día, sin embargo, en México no existe una norma que regule los niveles permisibles de este metal en la biota a pesar del daño que este puede generar (Mendoza-Díaz *et al.*, 2013).

Cobre (Cu)

Es un oligoelemento presente en el grupo IB de los metales de transición y se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza (Hernández, 2014). Para la mayoría de los organismos vivos este metal es un micronutriente esencial ya que constituye muchas metaloenzimas. Forma parte de algunas proteínas implicadas en procesos de transporte de electrones y en algunas reacciones de óxido-reducción. Los requerimientos nutricionales por lo general se satisfacen con bajas concentraciones del metal, pero cuando se encuentra en forma iónica libre en altas concentraciones, es tóxico, lo que pone de manifiesto su comportamiento como sustancia hormética (se estimula en dosis baja y se inhibe con dosis alta) (Simpson *et al.*, 1991). Las principales fuentes para el medio ambiente marino son las estaciones de tratamiento de efluentes, actividades de minería y fundición, la aplicación de pintura en los cascos de embarcaciones (Volke *et al.*, 2005) y el sulfato de cobre que se utiliza como fungicida en reservorios de agua y como pesticida en la agricultura (Palacios y América, 1997). La toxicidad del Cu se atribuye principalmente a sus interacciones con los ácidos nucleicos, a la alteración de sitios activos de enzimas y a la oxidación de componentes de las membranas, procesos que pueden relacionarse con la capacidad del Cu de generar radicales libres tóxicos (Simpson *et al.*, 1991). Se conoce que el ion Cu^{2+} es la especie más tóxica del Cu (Volke *et al.*, 2005).

Zinc (Zn)

Es un oligoelemento que es esencial para la salud humana y es un metal de transición del grupo IIB que se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza, pero con muy baja representación (0,0125% de la corteza terrestre). Sin embargo, sus concentraciones están aumentando debido a las adiciones antropogénicas como la minería, el carbón, la



combustión de desechos, el procesamiento del acero y el aboque de aguas residuales de plantas industriales. No obstante, la principal vía de entrada de este elemento es por su utilización como cubierta anticorrosiva para hierro o acero. El óxido de zinc es el compuesto más utilizado en las principales industrias de pinturas, plásticos, cosméticos, farmacéutica, tintas, textiles, eléctrica y electrónica (Volke *et al.*, 2005). El peligro del Zn se agrava por su persistencia casi indefinida en el medio ambiente porque no puede ser destruido biológicamente, sino que solo es transformado de estado de oxidación o complejo orgánico a otro. Así mismo, es uno de los MP con mayor movilidad ya que se encuentra móvil a pH neutro o ácido (Volke *et al.*, 2005).

Hierro (Fe)

Este elemento es abundante en la tierra, presenta formas que varían en el agua de forma natural y forma parte del grupo VIIIB de los metales de transición. Es esencial ya que contribuye al transporte de oxígeno en la hemoglobina y mioglobina y participa en reacciones biológicas de oxido-reducción (Barrera-García, 2013), no obstante, es un metal potencialmente tóxico en todas sus formas (Lozano-Soldevilla, 2010) y su exceso podría inhabilitar a la hemoglobina el transporte de oxígeno (Barrera-García *et al.*, 2012) y ocasionar a los elasmobranquios diferentes patologías, así como daños en las branquias y en el desarrollo de los huevos en los peces.

Níquel (Ni)

Es un oligoelemento que forma parte del grupo VIIIB de los metales de transición y se encuentra en la corteza terrestre en una concentración media de 75 mg/kg. Este elemento se utiliza en aleaciones de la industria del acero, baterías de Ni/Cd, en pigmentos para pinturas y cerámicas entre otros (Repetto, 1997). La exposición al Ni en sistemas acuáticos presenta efectos tóxicos sobre los organismos, presentando una baja tendencia a la bioacumulación (Hernández, 2014).

Manganeso (Mn)

Este elemento forma parte del grupo VIIIB de los metales de transición y se presenta en la corteza terrestre con un total de 0,095%, por lo que es bastante abundante. Existen zonas determinadas de fondos oceánicos donde se encuentran nódulos de óxidos hidratados de Mn con una riqueza aproximadamente del 25%. Está ampliamente distribuido, tanto en forma libre como formando parte de muchos minerales bajo formato de óxidos, hidróxidos y sales. Es un metal de aleación y presenta importantes usos, sobre todo en los aceros inoxidables, porque previene su oxidación y corrosión. Sus iones tienen colores



diferentes y se utilizan industrialmente como pigmentos, en combinación con metales alcalinos y alcalinotérreos son potentes oxidantes, en la industria del vidrio y la cerámica, como antidetonantes de las gasolinas (Hernández, 2014). También se puede encontrar en fungicidas, protectores de madera y revestimiento de soldaduras (Repetto, 1997). Este oligoelemento presenta gran actividad bioquímica en el metabolismo de los glúcidos, carbohidratos y ácidos grasos, metabolismo cerebral, en la síntesis de la coenzima A y de la arginasa y es un antioxidante que, como el Cu y el Zn, forma parte del sistema SOD (enzima antioxidante natural del organismo). Asimismo, es un constituyente de diversas metaloenzimas (Hernández, 2014). Es el elemento menos tóxico de los considerados en esta memoria.

1.1.2.5. Elementos traza

Son elementos que no se conoce si tienen un papel biológico dentro de los organismos y se encuentran en cantidades ínfimas, entre los esenciales se encuentra el V y el Co entre otros (De Alba, 2013).

Vanadio (V)

Es un elemento cuya esencialidad no ha sido todavía establecida y forma parte del grupo VB de los metales de transición. Se utiliza para la producción de acero, aleaciones y como catalizador (Repetto, 1997). La ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) ha establecido un MRL (Minimal Risk Level o nivel mínimo de riesgo) para la exposición oral de duración intermedia al vanadio de 0,01 mg/kg de peso corporal/día (Gutiérrez, 2005).

Cobalto (Co)

Es un elemento que forma parte del grupo VIII B de los metales de transición y se puede encontrar de manera natural en pequeñas cantidades en la mayoría de las rocas, suelo, agua, plantas y en los organismos (Hernández, 2014). También se utiliza en la metalurgia, cerámicas, vidrios y pinturas (Repetto, 1997). Para la exposición oral de duración intermedia, se ha establecido un MRL de $1 \cdot 10^{-2}$ mg/kg de peso corporal/día (Gutiérrez, 2005).



1.1.2.6. Bioacumulación, biomagnificación y biodisponibilidad de los elementos estudiados

Los organismos concentran en sus tejidos contaminantes conservativos mediante un proceso conocido como bioacumulación, que implica el aumento progresivo de la cantidad de esa sustancia en los tejidos de un organismo debido a que la velocidad de absorción supera su capacidad para eliminar dicha sustancia (Reyes, 2014). El grado de bioacumulación de un elemento químico en un animal depende de su biodisponibilidad, es decir, la concentración de ese elemento libre y lábil presente en el medio y, por ende, de una multitud de factores: 1. Bióticos, como la dimensión corporal y la masa del organismo, la edad, el sexo, dieta, metabolismo, órgano diana, fisiología y posición en la red trófica; 2. Abióticos, como la distribución del elemento en su ambiente, su factor de transferencia, la naturaleza química del contaminante, salinidad, temperatura, densidad, pH y contenido de O₂ del agua, tipo de hábitat e interacciones con otros elementos químicos. No obstante, es la dieta la que tiene mayor influencia en la acumulación de estos elementos en los tejidos animales (Jakimska *et al.*, 2011).

Algunos compuestos químicos se caracterizan por su capacidad de biomagnificación a través de la cadena alimentaria marina (Espinoza, 2016). Dependiendo de las mareas, corrientes marinas y transporte atmosférico los contaminantes pueden desplazarse a grandes distancias de manera que se incorporan a las redes alimentarias acuáticas a través de productores primarios y detritívoros, y se biomagnifican a niveles tróficos superiores (Hosono *et al.*, 2011). De manera que a mayor nivel trófico del organismo, mayor concentración de los contaminantes en sus tejidos, lo que lleva a niveles de preocupación en los principales depredadores (Seixas *et al.*, 2014; Ouédraogo *et al.*, 2015). Cabe mencionar que los organismos de elevado nivel trófico tienen una habilidad limitada para metabolizar estos compuestos por lo que tienden a bioacumularse con mayor facilidad (Baleyto, 2016).

1.1.2.7. Rutas de incorporación y efectos tóxicos de los elementos químicos

Los organismos marinos, incorporan estos contaminantes por cuatro posibles rutas: 1. A través de la superficie corporal (de menor gravedad), 2. A través de las branquias (principal vía de metales disueltos), 3. A través del tracto digestivo (principalmente a



través de la alimentación) y 4. A través del cordón umbilical (en las especies vivíparas placentarias) como en *P.glauca* y *C.falciformis*, donde los embriones dependen de la nutrición del saco vitelino (Frías-Espericueta *et al.*, 2014).

Los efectos tóxicos se dan cuando las actividades metabólicas de desintoxicación del cuerpo fallan y esto depende de las características fisiológicas del organismo, especie y/o población, así como del rol biológico que desempeña (Arévalo, 2014).

Dentro de las alteraciones fisiológicas destacan la necrosis en hepatopáncreas, pérdida de la estructura regular del tejido branquial y gastrointestinal, hipertrofia, hiperplasia, fusión de la segunda lamela branquial, aneurisma, hemorragia, congestión vascular y deformidad de los arcos branquiales por exposición a altas concentraciones (Soto-Jiménez, 2011). Así mismo se destacan síntomas por daño neurológicos (Nam *et al.*, 2010; Barrera-García *et al.*, 2012; Taylor *et al.*, 2014) con trastornos de conducta que se manifiestan como natación errática y reducción en la movilidad (Soto-Jiménez, 2011).

Seguidamente, en la *Tabla 1*, se presenta una recopilación, de manera cronológica de los trabajos previos sobre MP, metaloides y/o no metales en diferentes tejidos, realizados en aguas mexicanas, tanto en el Pacífico mexicano como en el Golfo de México (Atlántico). Se puede contemplar como gran parte de los estudios se han realizado en aguas de Baja California Sur, mientras que en el Golfo se han realizado menos estudios. El MP más estudiado ha estado el Hg por excelencia seguido del no metal el Se, y las especies más estudiadas han estado *Carcharhinus falciformis*, *Prionace glauca* y *Sphyrna zygaena*. El presente estudio es el primero que contempla en aguas mexicanas el análisis en músculo de tiburón del Ni, V y Co. Así mismo, es el primer trabajo del Pacífico mexicano donde además para el *P.glauca* se analiza en tejido muscular el Cr, para *C.falciformis* el Pb, As, Zn, Cr, Cu, Fe y Mn, y para *A.pelagicus* el Cd, Pb, As, Zn, Cr, Cu, Fe y Mn.



Tabla 1. Estudios previos realizados en tiburones sobre distintos elementos químicos en aguas de México en diferentes especies de tiburón. Elaboración propia.

Área de estudio (México)	T Tejido	Elemento	Especie	Cita	Resumen
Veracruz y Tabasco	Músculo, riñón, hígado, cerebro, páncreas y branquias	Hg	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	Núñez-Nogueira et al., 1998	En músculo obtuvieron 0.63 mg/kg de promedio, siendo las hembras las que presentaron mayor concentración que los machos, 0.75 mg/kg y 0.57 mg/kg respectivamente. El índice de correlación entre la concentración del MP en músculo y la longitud fue de 0.64. Establecieron que era necesario consumir 280 g/día de carne de tiburón para tener una exposición peligrosa de Hg (bajo las normas por el comité mixto FAO/OMS).
Golfo de California	Músculo	Hg	<i>Carcharhinus limbatus</i> , <i>Carcharhinus falciformis</i> , <i>Prionace glauca</i> , <i>Sphyrna zygaena</i> y <i>Alopias pelagicus</i>	Cadena-Cardenas, 2004	[Hg] de 2.0 mg/kg. No hallaron relación entre la talla y la concentración del Hg en los organismos.
Chahalacas, Puerto de Veracruz y Icalas de D.F.	Músculo, hígado, branquias y cerebro	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Se y Zn	<i>Carcharhinus limbatus</i> y <i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	Núñez-Nogueira, 2005	Dependencia de [Cd] en músculo para el sexo en <i>R.terraenovae</i> . Fe (27.49 ± 22.85 mg/kg p.h.), Mn y Zn con <i>C. limbatus</i> y el Hg para ambos tiburones para el estado de madurez. <i>C. limbatus</i> mostró correlación entre Fe (269.74 ± 280 ± 283.75), Pb, Mn y Hg con la longitud y Fe, Pb, Mn y Hg y Zn con la edad. <i>R.terraenovae</i> solo con Hg. No encontraron niveles de riesgo inmediato para el consumo respectivo a As, Cd, Hg y Pb. Fe > Zn > As presentaron mayores niveles de concentración. [As] para <i>C. limbatus</i> = 3.16 ± 2.27 mg/kg p.h. y para <i>R.terraenovae</i> = 3.68 ± 2.81 mg/kg p.h.
Alta Eneaenda del Pabellón y Puerto de Guaymas, (Golfo de California)	Músculo, riñón, viscera y branquias	Hg	<i>Carcharhinus leucas</i> y <i>Sphyrna lewini</i>	Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2005	<i>S. lewini</i> registró niveles altos de Hg (1.2 mg/kg p.h.); mientras que para <i>C. leucas</i> , los niveles fueron muy bajos (0.07 mg/kg p.h.), lo cual atribuyen estas cantidades al tipo de alimentación de ambos tiburones.
Baja California Sur y Golfo de California	Músculo	Hg	<i>Carcharhinus falciformis</i> , <i>Prionace glauca</i> , <i>Sphyrna zygaena</i> e <i>Isurus paucus</i>	Múz-Courrau y López-Vera, 2006	La mayor transferencia del Hg la presentó <i>Dosidicus gigas</i> . <i>P. glauca</i> no presentó una correlación significativa entre la [Hg] con la longitud y el sexo ($r=0.09837$ $p=0.7610$), no hubo diferencias entre el sexo y la [Hg] ($r=0.4458$) para las especies analizadas. Todas las especies menos <i>P. glauca</i> obtuvieron niveles de Hg por encima de la Norma Oficial Mexicana (NOM-027-SSA1-1993).
Golfo de México (Texas y Louisiana)	Músculo	Hg	<i>Carcharhinus spp.</i>	Cai et al., 2007	Encontraron niveles altos de Hg entre 1.08 a 10.52 ppm. También observaron correlación positiva entre [Hg] y el tamaño o peso de los organismos. La [Hg] estuvo asociada positivamente a la posición trófica de la especie.
Golfo de California	Músculo	Hg	<i>Prionace glauca</i> , <i>Alopias pelagicus</i> y <i>Carcharhinus falciformis</i>	García-Hernández et al., 2007	Obtuvieron para <i>P. glauca</i> : 192 cm de LT y 0.30 ± 0.32 mg/kg p.h. [Hg], para <i>C. falciformis</i> : 116 ± 35 cm de LT, 0.51 ± 0.31 mg/kg p.h. [Hg] y para <i>A. pelagicus</i> : 282 ± 29 cm de LT, 1.30 ± 1.20 mg/kg p.h. [Hg]. El 14% de las muestras superaron el límite permisible de Hg (1 mg/kg). Encontraron correlación positiva entre ln([Hg]) y la LT.
Baja California Sur, costa occidental	Músculo	Hg y Se	<i>Carcharhinus limbatus</i> , <i>Alopias pelagicus</i> , <i>Prionace glauca</i> , <i>Isurus paucus</i> y <i>Sphyrna zygaena</i>	Escobar-Sánchez, 2010	La mayor bioacumulación de Hg fue en tiburones coetáneos como <i>C. limbatus</i> (3.78 ± 1.24 mg/kg p.h.; N=8), <i>P. glauca</i> (1.39 ± 1.58 mg/kg p.h.; N=38) e <i>Isurus paucus</i> (1.11 ± 0.88 mg/kg p.h.; N=26). Estos valores sobrepasaron el límite permisible de 1.0 mg/kg p.h. establecido por la NOM-027. La menor bioacumulación (<1.0 mg/kg p.h.) fue en <i>S. zygaena</i> (0.16 ± 0.32 mg/kg p.h.; N=37). No observaron una relación lineal entre el tamaño de los tiburones y la bioacumulación del Hg y <i>S. zygaena</i> presentó una proporción molar de Se-Hg (0.11:1.65).
La Barrancas, San Lázaro y Punta Lobos (BCS)	Músculo y fibras de cartilago (aletas)	Hg y Se	<i>Sphyrna zygaena</i>	Escobar-Sánchez et al., 2010	La [Hg] en músculo osciló entre 0.065 y 1.93 mg/kg p.h. Tan sólo un espécimen excedió los límites de seguridad para alimentos (1 mg/kg p.h.). En las aletas la bioacumulación fue menor (0.05 mg/kg p.h.). El Se en el músculo osciló entre 0.11 y 1.63 y en las aletas 0.13 y 0.56 mg/kg p.h.
Costa occidental de BCS	Músculo	Hg y Se	<i>Prionace glauca</i>	Escobar-Sánchez et al., 2011	Se encontraron [Hg] altas en los tejidos musculares de tiburón (1.39 ± 1.58 mg/kg p.h.); estos valores están por encima de los 1 mg/kg permitidos para el consumo humano. La relación molar Hg:Se fue de 1:0.2. Encontraron una baja correlación entre la bioacumulación de Hg y el tamaño. Su presa principal, <i>Pleuroncodes planipes</i> , bioacumuló 0.04 ± 0.01 µg/g p.h. de Hg, pero la presa con mayor bioacumulación fue <i>Axius spp.</i> (0.20 ± 0.02 mg/kg p.h.). En términos de volumen, plantearon que <i>P. planipes</i> puede ser la presa que la proporcione mayor [Hg] a <i>P. glauca</i> .
Baja California	Músculo	Hg	<i>Carcharhinus falciformis</i> , <i>Prionace glauca</i> , <i>Sphyrna zygaena</i> e <i>Isurus paucus</i>	Múz-Courrau et al., 2011	Todas las especies de tiburones tenían niveles de Hg por encima del límite especificado por el gobierno mexicano para el consumo humano. <i>P. glauca</i> presentó los valores más altos de Hg (1.96 ± 1.48 mg/kg p.h.) y fue la única especie que mostró una correlación negativa con el contenido de Hg (Rs = -0.053, $p=0.91$). <i>Scomber japonicus</i> fue la presa con alto contenido de Hg (0.57 ± 0.02 mg/kg).
Baja California Sur	Músculo	Hg, Se, As, A, Cu, Fe, Zn, Cd, Pb y estrés oxidativo	<i>Prionace glauca</i>	Barrera-García et al., 2012	Las [Hg] en músculo de los tiburones >200 cm de LT excedieron el límite permisible (<1 mg/kg p.h.) para el consumo humano. A su vez, encontraron diferencias significativas en las [Hg] (maduro-inmaduro; machos-hembras), [Fe] = 27.39 ± 3.47 mg/kg p.h. y [As] = 6.66 ± 0.55 mg/kg p.h.
Sonora y Sinaloa	Músculo e hígado	Hg	<i>Sphyrna lewini</i> y <i>Rhizoprionodon langaro</i>	Hurtado-Banda et al., 2012	La mayor concentración de Hg Total en tejido muscular de juveniles se encontró para <i>Sphyrna lewini</i> (0.82 ± 0.33 mg/kg p.h.) y los adultos <i>Rhizoprionodon langaro</i> (0.92 ± 1.03 mg/kg). El 7% de tejido muscular superaron el límite de consumo humano (1 mg/kg).
Punta Belcher (BCS)	Músculo, hígado y riñón	Hg, Se, As, Cu, Zn, Fe, Cd, Pb y estrés oxidativo	<i>Prionace glauca</i>	Barrera-García, 2013	Diferencias significativas por sexo y estadios de madurez en los tejidos de <i>P. glauca</i> : diferencia de [Hg] (maduro-inmaduro y machos-hembras). Encontraron en el músculo correlaciones entre la producción de radicales superóxidos y las [Hg] y [As], así como entre la actividad de las enzimas glutatión reductasa, SOD, glutatión S-transferasa y la [TBARS]. [Fe] = 27.39 ± 3.47.
Veracruz	Hígado	Hg, Pb, Cd, Cr y As	<i>Carcharhinus limbatus</i>	Mendoza-Díaz et al., 2013	Concentraciones máximas de Hg = 0.69 mg/kg, Cd = 0.43 mg/kg, As = 27.37 mg/kg y Cr = 0.70 mg/kg. Ninguna de las 19 muestras analizadas superó los límites permisibles establecidos por las leyes mexicanas. Hubo una correlación entre el tamaño del tiburón y [Cr] y [As] y encontraron diferencias significativas entre machos y hembras, siendo estas últimas las que presentaron mayor concentración de Cr.
Baja California Sur (BCS)	Músculo, riñón e hígado	Hg, Pb, Cd, As, y estrés oxidativo	<i>Isurus paucus</i>	Vélez-Álvarez et al., 2013	11 organismos fueron hembras y 9 machos, todos juveniles y se encontró diferencias significativas para las concentraciones de Cd, Hg y As (14.38 ± 8.04 mg/kg p.h.) entre tejidos o entre sexos para cada tejido.
Maratlán	Músculo, hígado y cordón umbilical	Cd, Cu, Zn y Pb	<i>Rhizoprionodon langaro</i>	Friás-Españeta et al., 2014	Los valores más altos de Cu y Zn se encontraron en los embriones, placenta y cordón umbilical. El músculo materno tuvo los valores más altos de Pb. Hubo correlaciones significativas entre las [Zn] y [Cd] con la placenta y el cordón umbilical, y entre el músculo materno y el hígado de los embriones para Pb y Cd. Todas las correlaciones entre [MP] de los tejidos embrionarios y su tamaño fueron negativas, sugiriendo una relación inversa entre la tasa de transferencia del metal de la madre al embrión y el crecimiento embrionario.
SE del Golfo de California	Músculo, hígado, riñón y cerebro	Hg y Se	<i>Sphyrna lewini</i>	Bergés-Tiznado et al., 2015	Los niveles promedio de Hg en el músculo oscilaron entre 0.12 y 1.17 mg/kg p.h. El valor más bajo de Se se encontró en el músculo (0.4 mg/kg). Se encontró un exceso de Se sobre Hg. Se encontraron correlaciones para el Hg en el músculo con el tamaño, la edad y el peso. El Hg más alto en presas fue para peces carangidos y los peces coetáneos y, además los carangidos contribuyeron a los niveles más altos de Se.
Isla de Guadalupe, BCS.	Músculo	Hg y Se	<i>Carcharodon carcharias</i>	Baleyó, 2016	La [Hg] con la talla del tiburón blanco mostró baja correlación. Los niveles entre sexo y estadios de madurez fueron superiores en machos y adultos a pesar de no obtener valores significativos.
El Poytugués (Golfo de California)	Músculo	Hg	<i>Squatina californica</i>	Escobar-Sánchez et al., 2016	Las altas concentraciones de Hg estaban asociadas a peces coetáneos, aunque <i>S. californica</i> mostró bajas concentraciones de Hg (<1.0 mg/kg) en músculo (0.24 ± 0.27 mg/kg p.h. n=94). No encontraron diferencias significativas entre la L:T, peso y sexo con la [Hg]. La mayor [Hg] fue en las presas <i>Pomphyrus annis</i> (0.14 ± 0.08 mg/kg) y <i>Erinacanthus teres</i> (0.13 ± 0.05 mg/kg) en comparación a otras presas.
Punta Lobos (BCS)	Músculo e hígado	Hg y Se	<i>Carcharhinus falciformis</i> y <i>Sphyrna zygaena</i>	Terrazas-López, 2016	El 30% de las muestras de <i>C. falciformis</i> rebasaron el límite de Hg (> 1.0 mg/kg), el 40% de las muestras de <i>S. zygaena</i> sobrepasó el límite (> 0.5 mg/kg) de Se. Encontraron una bioacumulación de Hg en ambas especies, y no para Se. Se observan diferencias en acumulación del Hg entre juveniles y adultos de cada especie, así como entre machos y hembras de <i>S. zygaena</i> . La presa <i>Coryphaena hippurus</i> es la especie que aporta mayor cantidad de Hg.
Todos Santos (BCS)	Músculo y riñón	Cd	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Terrazas-López et al., 2016	Encontraron [Cd] en tejido muscular bajas (0.37 mg/kg) por debajo del límite permisible (0.5 mg/kg). Obtuvieron correlación entre la longitud de los organismos adultos y la [Cd] excepto en los machos adultos, debido a la mayor tasa de crecimiento y su metabolismo.
Golfo de Tehuantepec	Músculo e hígado	Hg y Se	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Rodríguez-Gutiérrez, 2016	La [Hg] fue mayor en el tejido muscular, observándose algunos de los valores más altos en organismos neonatos (0.6 mg/kg p.h.). Las [Se] más elevadas también se observaron en los neonatos (13.99 mg/kg p.s.). La presa <i>Carranx spp.</i> aportó la mayor cantidad de Hg, seguido de <i>Coryphaena hippurus</i> . La proporción molar encontrada fue de 1:82.02. Las [Hg] no sobrepasaron el límite (1 mg/kg p.h.) por la NOM-242-SSA-2009.



2. OBJETIVO GENERAL

- Determinar los niveles de concentración de 13 elementos: Hg, Pb, Cd, As, Se, Cr, Cu, Zn, Fe, Ni, Mn, V y Co asociados al tejido muscular de tres especies de tiburón: *P.glauca*, *C. falciformis* y *A. pelagicus*, y su posible relación con los hábitos alimenticios de cada especie y su tamaño (longitud).

2.1. Objetivos específicos

- Determinar los patrones morfométricos y de sexo de los organismos muestreados.
- Determinar la edad de los organismos muestreados.
- Determinar el perfil de concentración de los elementos asociados a las especies de estudio y establecer posibles diferencias entre ellas.
- Determinar posibles correlaciones entre la longitud y edad de cada organismo con su concentración de los elementos por especie y sexo.
- Determinar posibles relaciones entre los hábitos alimenticios de cada especie con la concentración de los elementos de estudio.
- Evaluar el riesgo tóxico y realizar una evaluación nutricional de los elementos químicos estudiados debido al consumo por la población de las especies de tiburón estudiadas.

3. HIPÓTESIS

Existe una correlación positiva entre la talla de los organismos recolectados y la concentración de los diferentes elementos analizados, así mismo, se encontrará una alta concentración de metales pesados tóxicos, siendo *Prionace glauca* debido a sus hábitos alimenticios, la especie que presente la mayor acumulación de éstos en su tejido muscular. La ingesta de estas tres especies de tiburón podría ocasionar un riesgo para la salud humana debido a la alta concentración de elementos tóxicos en su tejido muscular.



4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

El puerto de Manzanillo se encuentra en la bahía de Manzanillo, al Oeste del estado de Colima (19°03'45" N y 104°18'08" W). Las zonas tradicionales de pesca de tiburón para la flota palangrera de mediana altura dentro de Pacífico central mexicano están limitadas por el Norte con Cabo Corrientes (Jalisco) y al Sur con Lázaro Cárdenas (Michoacán), siempre perpendicular a la costa dentro de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de México (Cruz *et al.*, 2011). Sus aguas están influenciadas principalmente por la Contracorriente Ecuatorial, la Corriente Norecuatorial y la Corriente de California (Lanza-Espino, 1991).

4.2. Muestreo

El muestreo biológico se llevó a cabo durante los meses de marzo y abril del 2019 y se tomaron las muestras a lo largo de seis desembarcos de la Flota palangrera de mediana altura dirigida a la captura de tiburón, conformada por una Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera “Tiburoneros y Escameros de la costa de Colima”, SC de RL, procedentes del Puerto de Manzanillo (FONDEPORT) en el estado de Colima, México, la cual tuvo como zona de pesca, 290-320 Km perpendicular a la costa de Colima (Figura 5). Las embarcaciones tienen una eslora de 9-14 m y el arte de pesca que utilizan es el palangre de superficie (Cruz *et al.*, 2011).

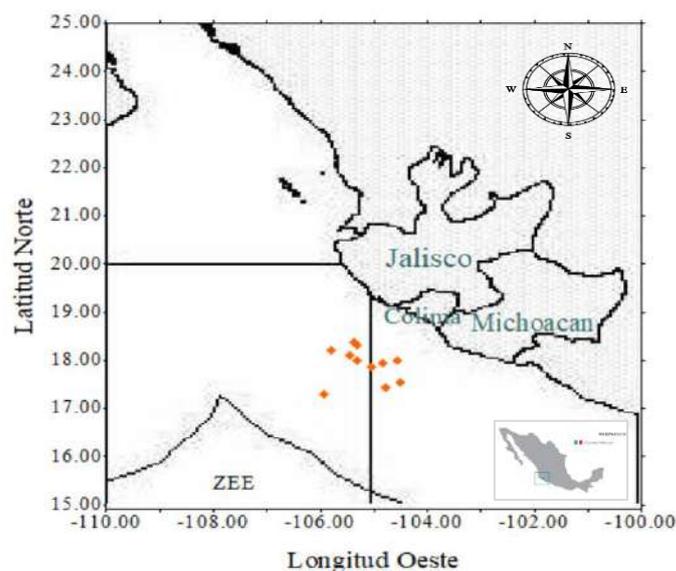


Figura 5. Coordenadas de los puntos donde se recolectaron los especímenes de tiburón durante los meses de marzo y abril de 2019 por la flota palangrera de mediana. Realizado con el programa Surfer 10.



Se tomaron los siguientes datos de los 90 organismo muestreados (30 por especie):

- Identificación de especie, género y familia de acuerdo con las claves descritas por Compagno *et al.* (2005).
- El sexo de los tiburones se determinó de forma visual identificando a los machos de acuerdo a la presencia de los órganos copuladores denominados gonopterigios (Lagler *et al.*, 1997).
- Datos biométricos: longitud alterna (LA) y longitud interdorsal (LI) obtenida en posición natural del animal (*Figura 6*) y con la ayuda de una cinta métrica.
- Una vez que los tiburones fueron desembarcados se recolectó 2g de tejido muscular de p.h. con la ayuda de una navaja debidamente esterilizada de la parte antero-dorsal el cual fue embolsados uno por uno (*Figura 7, A y B*) y refrigerado (entre 5-10°C) en una nevera de mano. Posteriormente se transportaron a las instalaciones de la Facultad de Ciencias Marinas (FACIMAR, Universidad de Colima) donde se mantuvieron en el congelador a -20°C hasta su envío al laboratorio.

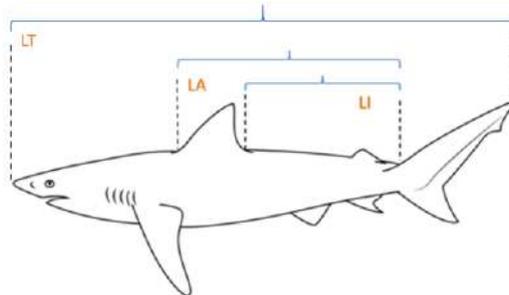


Figura 6. Datos biométricos recolectados de cada uno de los especímenes muestreados, LA (longitud alterna) y LI (longitud interdorsal). LT (Longitud Total). Elaboración propia.



Figura 7. **A.** Muestras embolsadas para su posterior envío al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Unidad Académica de Mazatlán (Sinaloa, México). **B.** Trabajo de campo en el puerto de Manzanillo (FONDEPORT) para la recolección de muestras de las tres especies de tiburón.



Con los datos obtenidos en campo y mediante las siguientes fórmulas se pudo lograr la Longitud total (LT en cm) de los individuos:

$$TL_{C.falciformis} = 3.974 \cdot LI + 8.277$$

Parámetros estimados de Santana-Hernández *et al.* (2013)

$$TL_{P.glauca} = \begin{array}{l|ll} \text{MACHO} & \text{LI a LPC} & \text{LPC} = 7,280 + 2,656 \cdot \text{LI} \\ & \text{LPC a LT} & \text{LT} = 4,761 + 1,306 \cdot \text{LPC} \\ \hline \text{HEMBRA} & \text{LI a LPC} & \text{LPC} = 25,710 + 2,656 \cdot \text{LI} \\ & \text{LPC a LT} & \text{LT} = 7,5521 + 1,286 \cdot \text{LPC} \end{array}$$

Parámetros estimados de Castillo-Geniz *et al.* (2019)

Para *A.pelagicus* no existen las constantes necesarias para pasar de LA y/o LI a LT y consecuentemente no se pudo estimar las edades de los organismos recolectados ni la madurez sexual en la que se encontraban.

Para la determinación de las edades se empleó la ecuación inversa de von Bertalanffy (Sparre, 1997) ya que es el modelo más utilizado en elasmobranchios debido a que se ajusta a un amplio rango de crecimiento y fue desarrollado en función de estudios fisiológicos:

$$t = t_0 - (1/k) \cdot \ln(1 - L_t/L_\infty)$$

Donde:

L_∞ = Longitud asintótica o edad máxima teórica

t_0 = Edad teórica a la longitud cero

k = Tasa de crecimiento

Parámetros estimados por Blanco-Parra *et al.* (2008):

Parámetros VB <i>P.glauca</i>	Hembra	Macho
L_∞	237,5	299,85
k	0,15	0,1
t_0	-2,15	-2,44



Parámetros estimados por Zea-De la cruz (2007):

Parámetros VB <i>C.falciformis</i>	Hembra	Macho
L_{∞}	310	315
k	0,1	0,11
t_0	-1,86	-1,63

4.3. Análisis de los elementos de estudio en el laboratorio

Para la determinación de los elementos químicos se enviaron las muestras al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Unidad Académica de Mazatlán (UNAM), al laboratorio de Isótopos Estables, dentro de una nevera y varios geles congelados para que se mantuvieran las muestras en refrigerio a unos 5-10°C durante el trayecto.

Previamente a todo el proceso de análisis se enjuagó el material con agua tipo I (Milli-Q; 18.3 M Ω /cm) para eliminar cualquier material particulado que se pudiera haber adherido. Todo el material utilizado para la manipulación y el transporte de las muestras se lavó con ácido clorhídrico (HCl) y ácido nítrico (HNO₃) Trace Metal Grade (TMG) 2M durante 72 horas para evitar cualquier posible contaminación (Moody y Lindstrom, 1977). Se realizó el secado de las muestras de tejido en una Liofilizadora Labconco FreeZone a una temperatura de -40°C y una presión de 0.01 mbar durante 48h con la que se obtuvo las muestras liofilizadas. Posteriormente, se homogeneizaron con un mortero de porcelana para conseguir la muestra en polvo. Seguidamente, se tomaron alícuotas de 0.25 g y se colocaron en bombas de digestión de Teflón Savillex y se le añadió 10 mL de solución agua regia 3:1 de ácido nítrico y ácido clorhídrico (TMG) para realizar una pre-digestión de 1h a temperatura ambiente (*Figura 8, A*). Posteriormente, las bombas fueron desgasificadas y cerradas herméticamente para realizar una digestión en un digestor ModBlock a 120°C durante 4h. Pasado ese tiempo, las bombas se dejaron enfriar hasta el siguiente día y la digestión fue aforada a 30mL utilizando agua tridestilada y almacenada en contenedores de polietileno para su posterior análisis. Previo a la lectura las muestras fueron todas diluidas (1:10 o 1:5) con solución diluyente con 2% de HNO₃ y trazador ¹¹⁰Indio (1ppb) en agua MilliQ tipo I. Finalmente, la determinación para Hg, Pb, Cd, Cu, As, Se, Zn, Cr, V, Fe, Ni, Co y Mn se realizó con un espectrofotómetro de masas de alta resolución de marca THERMO Element 2XR (HR-ICP-MS) (*Figura 8, B*) (Soto-Jiménez



et al., 2008) el cual diferencia cada elemento en función de su relación peso específico-carga eléctrica. La exactitud y precisión del método se validó utilizando estándares preparados con soluciones patrón certificadas para cada elemento (marca HighPurity), blancos triplicados y material de referencia certificado (MRC). Los MRC utilizados fueron del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST 1566b: Oyster tissue) y del Consejo Nacional de Investigación de Canadá (NRCC DORM-4: Fish protein certified reference material for trace metals y DOLT-4: Dogfish liver certified reference material for trace metals) (Tabla 2). El MRC se fue leyendo cada 12 muestras con un total de 11 repeticiones, y se mantuvo constante durante todas las lecturas con un $R^2=1$. Los datos se obtuvieron en intensidades y mediante unos cálculos en base a la curva, peso, aforo y dilución de la muestra se expresaron en $\mu\text{g/g}$ peso seco (p.s.). Para pasar de p.s. a peso húmedo (p.h.) los datos se multiplicaron por 4 y se expresaron en mg/kg .

Tabla 2. Validación del método utilizando el material de referencia certificado NRCC DORM-4, NRCC DOLT-4 y NIST 1566b.

Elemento	Medido	SD	CV	Certificado	Recuperación
DORM-4					
As	6,904	0,727	0,105	6.87 ± 0.44	1,005
Hg	0,424	0,058	0,138	0.412 ± 0.036	1,029
Pb	0,441	0,021	0,048	0.404 ± 0.064	1,092
Se	3,572	0,474	0,133	3.45 ± 0.42	1,035
DOLT-4					
As	8,029	0,629	0,078	9.66 ± 0.62	No certificado
Hg	2,85	0,115	0,041	2.58 ± 0.22	1,105
Pb	0,152	0,007	0,044	0.16 ± 0.04	0,949
Se	7,943	2,241	0,282	8.3 ± 1.3	No certificado
NIST 1566b					
As	5,611	0,036	0,006	7.65 ± 0.65	0,738
Hg	0,313	0,04	0,128	0.371 ± 0.0013	0,785
Pb	0,266	0,038	0,144	0.308 ± 0.009	0,997
Se	2,043	0,493	0,242	2.06 ± 0.15	0,975



Figura 8. A: Preparación de las muestras para la pre-digestión y digestión. B: Lectura de muestras en el espectrofotómetro de masas de alta resolución de marca THERMO Element 2XR (HR-ICP-MS).



Determinación de la proporción molar (PM) de Mercurio: Selenio

A partir del promedio de concentración de Hg y Se por especie (mg/kg p.h.), para determinar la proporción molar se obtuvo el número de moles de cada elemento. Así pues, las masas atómicas son de 200,59 u y 78,96 u del Hg y Se respectivamente.

4.4. Análisis estadístico

Se utilizó el software IBM Statistic SPSS 23.0 para el procesamiento de datos y análisis estadístico del contenido de los metales pesados, del no metal y del metaloide. Para comprobar la normalidad y la homogeneidad de los datos se aplicaron las pruebas de Kolmogov-Smirnoc y Shapiro-Wilk, y para probar la homogeneidad de varianza se aplicó el estadístico de Levenne. Tras haber probado varias transformaciones; logarítmica, al cuadrado y raíz cuadrada, y no haber obtenido normalidad de los datos, se aplicó la estadística no paramétrica.

Para la talla de los organismos, se recopilaron los datos en una tabla y se aplicó la estadística descriptiva. En cuanto a la proporción de sexos se obtuvo para cada especie y se aplicó la prueba chi-cuadrada, con $gl=1$ y significancia de $\rho=0.5$ para determinar si existían diferencias significativas.

Para determinar posibles relaciones entre la longitud y edad de cada organismo con la concentración de cada elemento por especie y género se aplicó un análisis de la correlación de Spearman con $\rho < 0.05$ teniendo como variables independientes longitud/edad/sexo y como variables dependientes la concentración de los elementos.

Se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para muestras independientes con un nivel de significación del 95% ($\rho < 0.05$) para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre los elementos y las especies de estudio y posteriormente se aplicó la prueba *post hoc* U de Mann-Whitney para realizar la comparación entre las diferentes especies en cuanto a la concentración de los elementos. Para la longitud alterna y las especies se aplicaron los mismos estadísticos y para ver si existían diferencias significativas entre el sexo y los elementos (tan solo el Hg presentó normalidad y se le aplicó el estadístico t-Medias) y el sexo con la longitud alterna se aplicó directamente la prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes.



4.5. Legislación de contenidos máximos de metales pesados tóxicos (mg/kg p.h.)

- En México, la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1 (2009) es la norma sanitaria que regula la concentración de diferentes MP en los alimentos, como en la carne de tiburón, para prevenir riesgos en la salud humana. Esta norma establece que los peces que contengan concentraciones mayores o iguales a 1 mg/kg p.h. de Hg y mayores a 0,5 mg/kg p.h. de Pb o Cd no deben ser consumidos.
- En la Unión Europea, existe a Legislación Europea mediante el Reglamento (CE) n° 1881/2006 de la Comisión del 19 de diciembre de 2006, con modificaciones en el Reglamento (UE) n° 2015/1005, del 25 de junio de 2015 donde fija la concentración máxima admisible (CMA) en carne de tiburón para el Hg de 1 mg/kg p.h., 0,30 mg/kg p.h. para Pb y 0,05 mg/kg p.h. para Cd (Lozano-Soldevilla *et al.*, 2017).
- Bajo la normativa del comité mixto FAO/WHO de expertos en aditivos alimentarios (JECFA), el límite permisible para el Hg y el Cd es de 1 mg/kg p.h., y para el Pb 2 mg/kg p.h. (FAO, 2002).

4.6. Legislación para la ingesta dietética semanal de elementos químicos

Para evaluar los problemas para la salud que pueden derivarse de la presencia de contaminantes en los alimentos (Cuadrado-Vives, 1995), es necesario determinar una serie de índices capaces de medir el grado de peligrosidad de la ingesta: ISA (Ingesta Semanal Admisible), ISR (Ingesta Semanal Recomendada), PWTI o ISPT (Provisional Tolerable Weekly Intake o Ingesta Semanal Provisional Tolerable) y TWI o IST (Tolerable Weekly Intake o Ingesta Semanal Tolerable). Por ISA se entiende la ingesta semanal admisible de una determinada sustancia, es decir, la cantidad de un elemento que una persona puede ingerir a la semana durante toda la vida, sin que ello le comporte problemas de salud y se expresa en mg del producto por kilogramo de peso de la persona y semana. La ISR o ingesta semanal recomendada, se define como los niveles de ingesta de elementos esenciales básicos que cubren las necesidades de cualquier individuo sano. Las PWTIs corresponden a los niveles máximos de metales pesados de carácter tóxico que pueden ser ingeridos en los alimentos, por semana y que no originan problemas de salud durante toda la vida del individuo. Este parámetro se utiliza en tóxicos con carácter



acumulativo (Lozano-Soldevilla, 2010). Para calcular las ingestas, se tomaron como referencia las recomendaciones semanales por la OMS de 230g de pescado.

- Elementos tóxicos

Los actuales ISPT para los metales tóxicos analizados son de 0,004 mg/kg peso corporal/semana para el Hg (EFSA, 2010) y 0,025 mg/kg peso corporal/semana para el Pb propuesta por la OMS en 1986 (Lozano-Soldevilla *et al.*, 2017). La IST para el Cd es de 0,0025 mg/kg peso corporal/semana (Lozano-Soldevilla *et al.*, 2017) y según el Informe AESAN (Rovira *et al.*, 2012) la EFSA establece para el As un IST de 0,0021 mg/kg de peso corporal/semana.

- Microelementos y no metal

Según el Informe de la AESAN (Rovira *et al.*, 2012) la OMS propuso un ISR para el Se de 0,028 mg/kg de peso corporal/semana. Posteriormente, a raíz de una solicitud de la Comisión Europea, el Panel de EFSA sobre Productos Dietéticos, Nutrición y Alergias (NDA), estimó como valores de ISR del Cu de 11,2 mg/semana para hombres y 9,1 mg/semana para mujeres (EFSA, 2014^a), para el Fe de 64 mg/kg para hombres y 126 mg/kg para mujeres (Gutiérrez, 2005), para el Mn de 16,1 mg/kg para hombres y 12,6 mg/kg para mujeres (EFSA, 2013) y, para Zn estableció un rango de 52,5 a 88,9 mg/semana para hombres y 43,4 a 71,4 mg/semana para mujeres (EFSA, 2014^b). Para realizar los cálculos de Zn se tomaron como referencia el valor intermedio de cada intervalo, es decir, 60,9 mg/semana para mujeres y 70,2 mg/semana para hombres. Para el Cr, según la EFSA (2015) establece que los valores de ISR para mujer son de 0,245 mg/semana y para hombre 0,175 mg/semana.

✓ Cálculos

Se obtuvo el promedio de cada elemento por cada una de las tres especies de tiburón para obtener la ingesta semanal estimada (ISE) en 230 gramos de pescado como consumo semanal recomendable ($ISE = \frac{mg\ elemento}{230\ g} \cdot 1000g$).

También se obtuvo el margen de seguridad ($MoS = \frac{ISE}{ISA}$) y la ingesta máxima tolerable ($IMT = \frac{ISA}{mg\ elemento} \cdot 1000g$) para los metales tóxicos y el metaloide. Mientras que, para los microelementos y el no metal se calcularon los valores de ingesta semanal



recomendada (ISR) para hombres (70 kg) y mujeres (60 kg), siendo $IR = \frac{ISR}{ISE}$, y, el porcentaje de aporte semanal de cada elemento ($\% = \frac{ISE}{ISR} \cdot 100$).

Valores utilizados para la evaluación del riesgo tóxico y nutricional

Para la valoración tóxica y nutricional se utilizaron como referencia los valores establecidos por la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) de ingestas semanal provisional tolerable (ISPT) para el Hg y Pb, la ingesta semanal tolerable (IST) para el Cd y As, y de la ingesta semanal recomendada (ISR) para el resto de elementos analizados, los microelementos y el no metal, excepto V y Co que no tienen (*Tabla 3*).

Tabla 3. Valores utilizados de ISPT, IST o ISR (mg/semana) establecidos por la EFSA para una mujer de 60kg y un hombre de 70kg.

	mg/semana	
	Mujeres (60 kg)	Hombres (70 kg)
<i>Metales tóxicos y metaloide</i>	IST	
Hg	0,24	0,28
Pb	1,5	1,75
Cd	0,15	0,175
As	0,126	0,147
Ni	5,04	5,88
<i>Microelementos y no metal</i>	ISR	
Cr	0,175	0,245
Cu	9,1	11,2
Zn	60,9	70,2
Fe	126	63
Mn	12,6	16,1
Se	1,68	1,96

5. RESULTADOS

5.1. Caracterización de las muestras

5.1.1. Proporción de sexos

Se recolectaron y analizaron 90 muestras de tejido muscular pertenecientes a *P.glauca* (n=30), *C.falciformis* (n=30) y *A.pelagicus* (n=30). Para *P.glauca* se obtuvo una proporción de sexo de 1M:0.30H ($\chi^2 = 3.84$; $\rho < 0.003$), para el *C.falciformis* 0.5M:1H ($\chi^2 = 3.84$; $\rho > 0.07$) y para el *A.pelagicus* 0.58M:1H ($\chi^2 = 3.84$; $\rho > 0.14$). Aplicando en todos los casos la prueba Chi-cuadrada, se observa una mayor abundancia de machos (M)



en relación a las hembras (H) para *P.glauca* siendo significativamente diferente a 1:1. Por lo contrario, en *C.falciformis* y *A.pelagicus*, se obtuvieron mayor número de hembras que de machos pero sin presentar diferencias significativas.

5.1.2. Distribución de tallas

Para las tres especies se midió la longitud alterna (LA) e interdorsal (LI). A partir de estos valores y unas fórmulas de conversión, se pudieron estimar las longitudes totales (LT en cm) de cada organismo de las especies *P.glauca* y *C.falciformis* (Tabla 4). Para *A.pelagicus* se utilizó únicamente la LA (cm) (Tabla 5).

Tabla 4. Estructura de talla de todos los organismos recolectados de *P.glauca* y *C.falciformis*. Longitud total (LT en cm) \pm D.E., mínimo (Min.), Máximo (Máx.) y número de organismos (n).

		LT \pm D.E.	Min.	Máx.	LT \pm D.E. ♂♀	n
<i>P.glauca</i>	♀	149,92 \pm 14,31	133,30	167,52	173,43 \pm 28,41	7
	♂	180,59 \pm 27,90	121,59	256,87		23
<i>C.falciformis</i>	♀	149,83 \pm 21,64	107,63	191,08	147,99 \pm 21,41	20
	♂	144,31 \pm 21,60	123,52	175,19		10

Tabla 5. Estructura de talla de todos los organismos recolectados de *P.glauca*, *C.falciformis* y *A.pelagicus*. Longitud alterna (LA en cm) \pm D.E., mínimo (Min.), Máximo (Máx.) y número de organismos (n).

		LA \pm D.E.	Min.	Máx.	LA \pm D.E. ♂♀	n
<i>P.glauca</i>	♀	51,29 \pm 6,29	44	59	53,59 \pm 7,94	7
	♂	54,30 \pm 8,37	33	68		23
<i>C.falciformis</i>	♀	48,47 \pm 7,85	32,5	63	47,85 \pm 7,63	20
	♂	46,60 \pm 7,40	40	59		10
<i>A.pelagicus</i>	♀	57,95 \pm 4,08	51	64	56,05 \pm 6,66	19
	♂	52,76 \pm 8,94	30	50,5		11

De acuerdo a la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis de muestras independientes, se comprobó que existían diferencias significativas ($\rho = 0.000$) en el tamaño (utilizando LA) de las especies de muestreo. Posteriormente, mediante pruebas U de Mann-Whitney, se observó que *C.falciformis* (47,85 \pm 7,63 cm de LA) presentó diferencias significativas en cuanto al tamaño con respecto a *P.glauca* (53,60 \pm 7,94 cm de LA) y *A.pelagicus* (56,05 \pm 6,66 cm de LA), siendo *C.falciformis* la especie de menor tamaño (Figura 9).



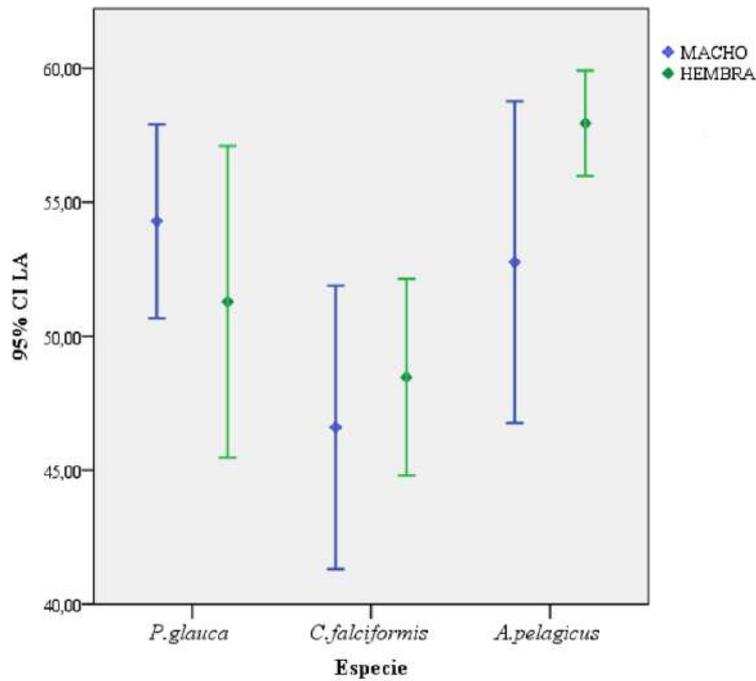


Figura 9. Gráfico BloxPlot con barras de error: 95% CI de la media de tamaño (cm LA) de las especies de muestreo en función del sexo.

Posteriormente, mediante la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney para muestras independientes se obtuvo que la distribución del tamaño de los organismos fue la misma para ambos sexos ($p = 0.677$) en cada una de las tres especies de estudio (Figura 9).

5.1.3. Distribución de edades

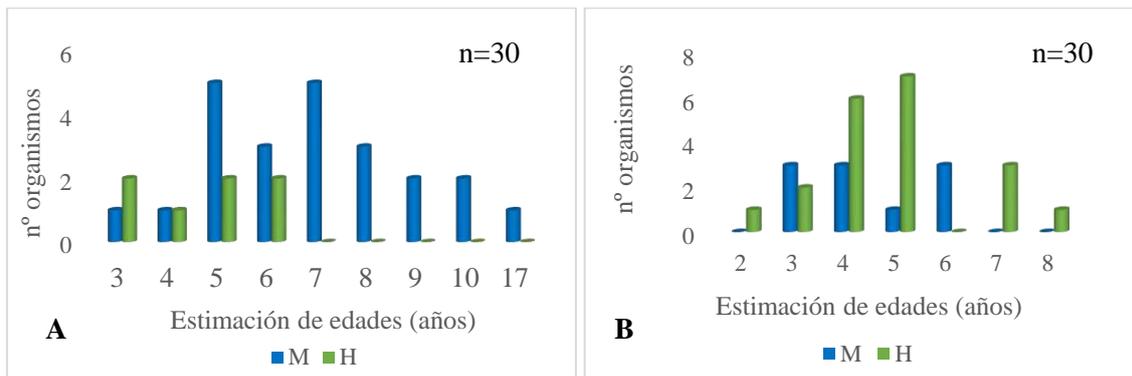


Figura 10. Gráfico de edades (ecuación inversa de von Bertalanffy) para machos (M) y hembras (H) de *P. glauca* (Gráfico A) y *C. falciformis* (Gráfico B).

Las edades se obtuvieron a partir de la ecuación inversa de von Bertalanffy y los parámetros estimados de cada una de las especies. La edad máxima estimada para los machos de *P. glauca* fue de 17 años y para las hembras de 6 años (Figura 10, A). Así



mismo, la mayoría de los tiburones en las capturas de esta especie fueron juveniles de edades entre 5 ($157,06 \pm 3,53$ cm de LT), 6 ($169,80 \pm 4,77$ cm de LT) y 7 ($181,94 \pm 1,90$ cm de LT) años, de los cuales 76,5% fueron machos y 23,5% fueron hembras, y tan solo 8 fueron adultos (>8 años) en este caso todos machos ($208,83 \pm 21,09$ cm de LT).

En cambio para el *C.falciformis*, la edad máxima estimada para los machos fue de 6 años y para las hembras 8 (*Figura 10, B*) siendo la mayoría de las capturas también juveniles de edades entre 4 ($138,93 \pm 5,08$ cm de LT) y 5 ($152,73 \pm 4,86$ cm de LT) años, de los cuales 47,1% fueron machos y 52,9% fueron hembras, y un único organismo adulto, una hembra de 8 años y con 191,08 cm de LT. Para *A.pelagicus* no fue posible determinar las edades puesto que no se pudo conseguir la LT de cada organismo.

5.2. Perfil de concentración de los elementos químicos

5.2.1. Relación entre la especie de tiburón asociado a la concentración de los elementos

Se determinaron valores extremos en algunos individuos que provocaron que la desviación estándar se viera afectada y presentara valores superiores a su propia media, no obstante, se optó por no eliminar estas muestras puesto que los organismos se encontraban dentro de los rangos de tamaño con mayor abundancia de ejemplares además de tener en cuenta que en muestras biológicas es normal que exista una alta variabilidad.

Para conocer los perfiles de concentración de los diferentes elementos en las tres especies de estudio el análisis de boxplot acumulativo denotó un patrón de acumulación semejante para las tres especies: $\text{Co} < \text{Hg} < \text{V} < \text{Cd} < \text{Ni} < \text{Pb} < \text{Cr} < \text{Se} < \text{Mn} < \text{Cu} < \text{As} < \text{Zn} < \text{Fe}$ (*Figura 11 y Tabla 6*).



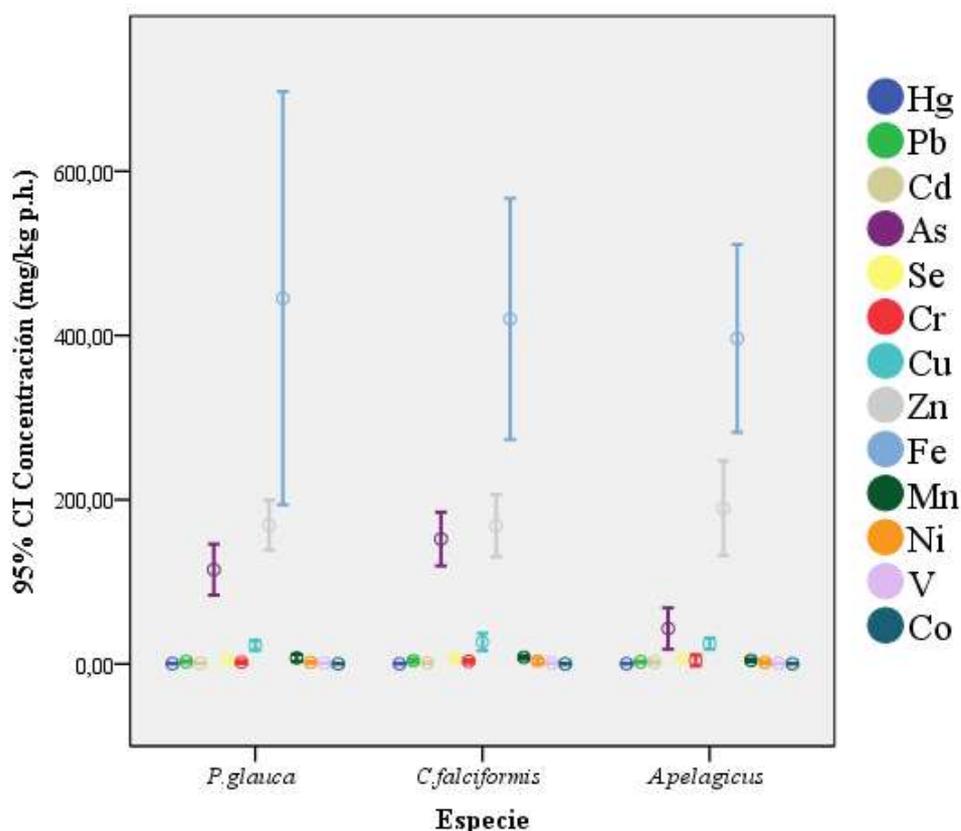


Figura 11. Gráfico BloxPlot (con barras de error: 95% CI) de la media de concentración de cada elemento en mg/kg de peso húmedo de las tres especies muestreadas de tiburón.

Tabla 6. Composición porcentual respecto a la presencia de concentraciones de cada elemento según la especie de tiburón.

	Hg	Pb	Cd	As	Se	Cr	Cu	Zn	Fe	Mn	Ni	V	Co
<i>P. glauca</i> (%)	0,05	0,37	0,10	14,84	0,68	0,28	2,94	21,84	57,50	0,95	0,28	0,14	0,03
<i>C. falciformis</i> (%)	0,03	0,51	0,18	19,11	0,83	0,43	3,37	21,14	52,74	1,02	0,45	0,16	0,02
<i>A. pelagicus</i> (%)	0,05	0,38	0,34	6,37	1,10	0,64	3,65	27,93	58,43	0,65	0,31	0,11	0,03

Mediante la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis para muestras independientes se obtuvo que existían diferencias significativas entre las concentraciones de Hg ($\rho=0.000$), Cr ($\rho=0.014$), As ($\rho=0.000$), Se ($\rho=0.000$), Cd ($\rho=0.000$), V ($\rho=0.026$) y Mn ($\rho=0.000$) y las tres especies de tiburón.

Posteriormente para ver las diferencias que existían entre cada especie de tiburón se aplicó la prueba *post hoc* U de Mann-Whitney con la que se obtuvieron las siguientes diferencias significativas mostradas en la Tabla 7, la Figura 12.a y la Figura 12.b (los ρ -valor se pueden ver en la Tabla 15 del Anexo).



Tabla 7. Media \pm D.E. en peso húmedo (mg/kg) de cada elemento que obtuvo diferencias estadísticamente significativas (coloración en rojo) en cuanto a la concentración entre las especies de tiburón.

p-valor	Hg	Cd	As	Se	Cr	V	Mn
<i>P. glauca</i>	0.39 \pm 0.13	0.76 \pm 0.31	114.91 \pm 83.26	5.30 \pm 1.68	2.15 \pm 4.78	1.08 \pm 0.78	7.35 \pm 11.31
<i>C. falciiformis</i>	0.26 \pm 0.31	1.44 \pm 1.50	152.23 \pm 87.66	6.59 \pm 2.13	3.46 \pm 5.86	1.24 \pm 1.14	8.11 \pm 5.90
<i>P. glauca</i>	0.39 \pm 0.13	0.76 \pm 0.31	114.91 \pm 83.26	5.30 \pm 1.68	2.15 \pm 4.78	1.08 \pm 0.78	7.35 \pm 11.31
<i>A. pelagicus</i>	0.36 \pm 0.24	2.32 \pm 2.40	43.18 \pm 67.44	7.45 \pm 0.98	4.33 \pm 17.86	0.77 \pm 0.70	4.42 \pm 4.90
<i>C. falciiformis</i>	0.26 \pm 0.31	1.44 \pm 1.50	152.23 \pm 87.66	6.59 \pm 2.13	3.46 \pm 5.86	1.24 \pm 1.14	8.11 \pm 5.90
<i>A. pelagicus</i>	0.36 \pm 0.24	2.32 \pm 2.40	43.18 \pm 67.44	7.45 \pm 0.98	4.33 \pm 17.86	0.77 \pm 0.70	4.42 \pm 4.90

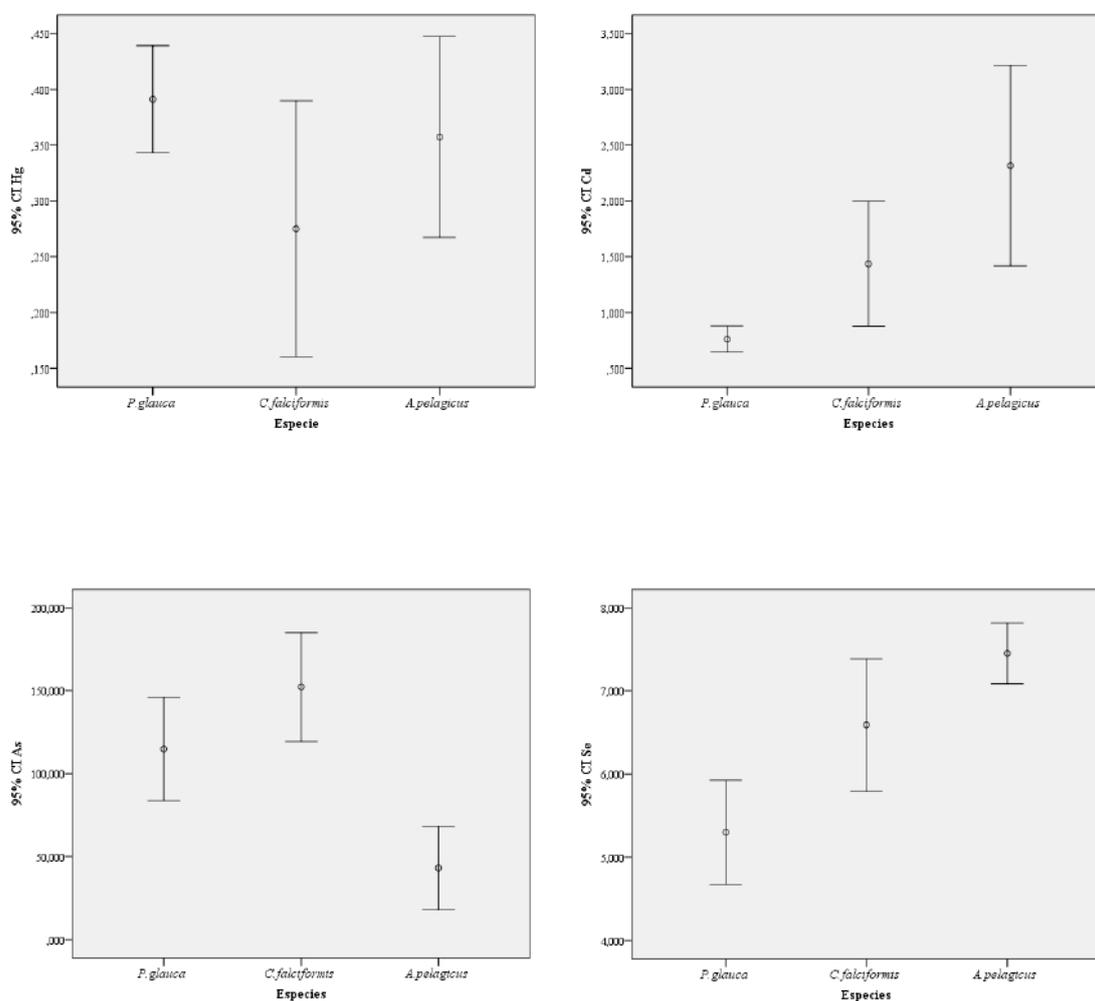


Figura 12.a. Diferencias en las concentraciones (mg/kg p.h.) de Hg, Cd, As y Se en el tejido muscular de *P. glauca*, *A. pelagicus* y *C. falciiformis*. Prueba estadística: Kruskal-Wallis y *post hoc* (U de Mann-Whitney) con un 95% de confianza.



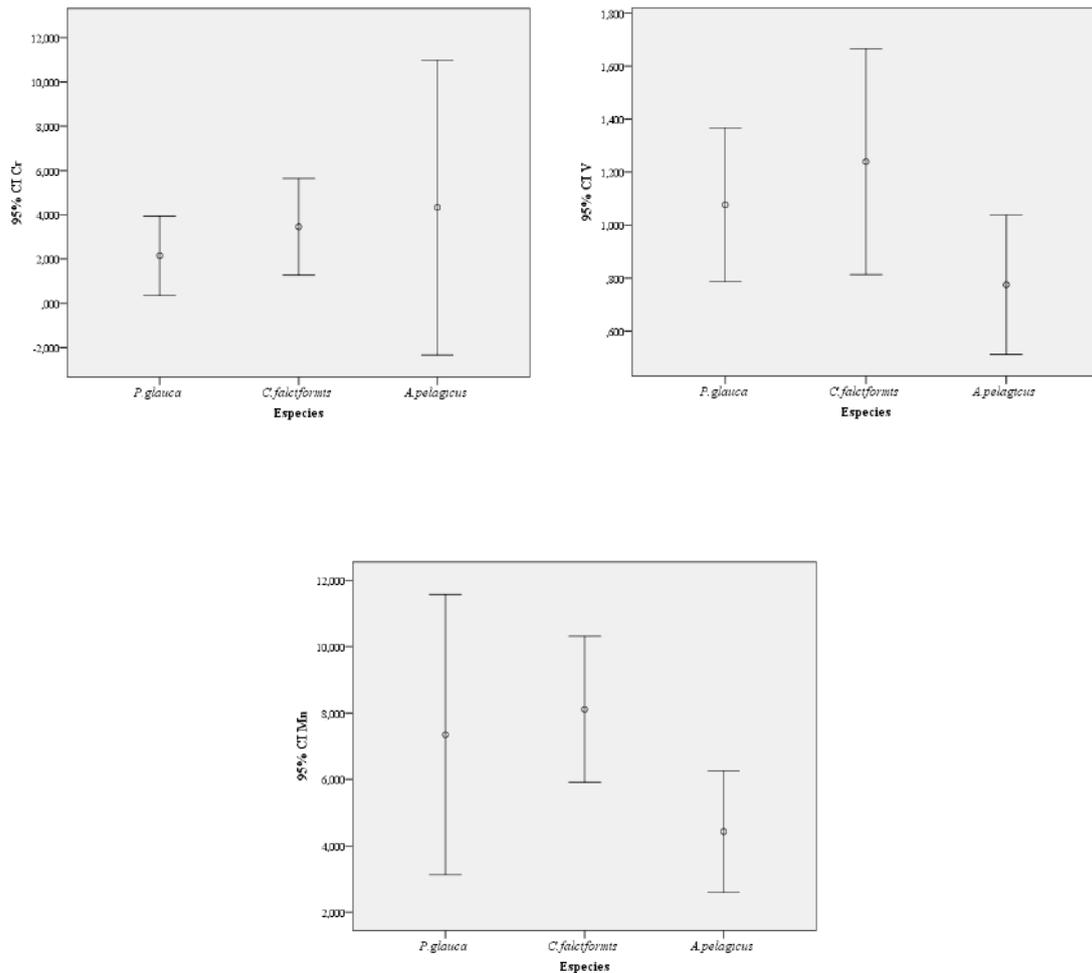


Figura 12.b. Diferencias en las concentraciones (mg/kg p.h.) de Cr, V y Mn en el tejido muscular de *P. glauca*, *A. pelagicus* y *C. falciformis*. Prueba estadística: Kruskal-Wallis y *post hoc* (U de Mann-Whitney) con un 95% de confianza.

Los dos únicos elementos que presentaron diferencias significativas entre las tres especies de tiburón fueron el Cd y el Mn.

5.2.2. Relación de talla/edad/sexo asociado a la concentración de cada elemento

Para conocer si la longitud de cada especie presentaba alguna correlación con las concentraciones de los diferentes elementos se aplicó para cada especie el coeficiente de correlación de Spearman con prueba de significación bilateral. Para *P. glauca* y *C. falciformis* se utilizó la LT y para *A. pelagicus* la LA.

P. glauca

- Talla: solo presentó una correlación negativa en cuanto a su LT y las concentraciones de Cd ($r = -0,440$) (Tabla 8).



- Edad: al igual que con la talla, solo presentó una correlación negativa con las concentraciones de Cd ($r = -0,395$) (Tabla 8).

- Sexo: se obtuvo que para el Cr, Cu, Cd, Co y Mn el tiburón azul presentó diferencias significativas entre ambos sexos (Tabla 8, Figura 14.a y Figura 14.b del Anexo).

Tabla 8. Estadística descriptiva (Media \pm D.E.) sobre las concentraciones de los 13 elementos en el tejido muscular, en peso húmedo (mg/kg) de *P.glauca* por sexo y por frecuencia de tallas, y correlación de Spearman respecto a la LT y Edad/Elementos. Los valores en rojo refieren niveles significativos $\rho < 0,05$.

<i>P.glauca</i> (mg/kg p.h.)	Hg	Pb	Cd	As	Se	Cr	Cu	Zn	V	Fe	Ni	Co	Mn
Media \pm D.E.	0,39 \pm 0,13	2,89 \pm 2,80	0,76 \pm 0,31	114,91 \pm 83,26	5,30 \pm 1,68	2,15 \pm 4,78	22,79 \pm 15,95	169,20 \pm 81,79	1,08 \pm 0,78	445,38 \pm 673,63	2,14 \pm 2,91	0,26 \pm 0,07	7,35 \pm 11,31
Mínimo	0,08	0,36	0,32	23,54	0,30	0,22	8,38	69,83	0,25	75,8	-0,64	0,03	1,59
Máximo	0,66	14,06	1,88	367,67	7,75	25,93	89,66	456,43	4,41	3098,45	10,65	1,22	59,04
MACHOS (n=23)	0,37 \pm 0,12	2,18 \pm 1,27	0,67 \pm 0,19	115,91 \pm 71,34	5,54 \pm 1,61	1,63 \pm 1,64	18,53 \pm 9,35	153,15 \pm 51,14	0,88 \pm 0,39	363,88 \pm 615,74	1,56 \pm 2,55	0,19 \pm 0,18	6,37 \pm 11,64
HEMBRAS (n=7)	0,46 \pm 0,14	5,22 \pm 4,86	1,07 \pm 0,45	111,64 \pm 121,79	4,52 \pm 1,80	5,39 \pm 9,21	36,76 \pm 24,74	221,93 \pm 136,08	1,73 \pm 1,70	713,18 \pm 833,05	4,07 \pm 3,38	0,48 \pm 0,41	10,55 \pm 10,29
p-valor σ	0,749	0,131	0,012	0,174	0,077	0,029	0,007	0,335	0,054	0,077	0,069	0,019	0,014
[29,5-34,5] n=1	0,205	1,508	0,794	78,500	3,497	0,503	19,435	124,255	0,782	145,501	0,073	0,087	4,307
[34,5-40] n=0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
[40-45,5] n=4	0,35 \pm 0,09	2,10 \pm 0,31	0,73 \pm 0,19	27,39 \pm 14,02	3,00 \pm 1,83	7,37 \pm 312,39	23,42 \pm 8,85	97,04 \pm 16,14	1,19 \pm 0,56	226,28 \pm 24,24	3,22 \pm 2,52	0,27 \pm 0,38	4,86 \pm 1,53
[45,5-51] n=8	0,39 \pm 0,12	4,37 \pm 4,83	0,82 \pm 0,47	65,65 \pm 37,23	5,27 \pm 1,54	1,14 \pm 0,62	31,38 \pm 25,83	177,30 \pm 60,59	1,49 \pm 1,22	570,90 \pm 813,60	2,75 \pm 3,29	0,22 \pm 0,17	8,27 \pm 10,09
[51-56,5] n=5	0,35 \pm 0,17	3,47 \pm 1,70	0,71 \pm 0,29	113,51 \pm 42,88	5,70 \pm 1,39	2,36 \pm 3,40	23,01 \pm 13,90	157,64 \pm 42,28	0,91 \pm 0,50	822,53 \pm 1274,96	3,74 \pm 4,53	0,25 \pm 0,18	16,81 \pm 23,73
[56,5-62] n=9	0,46 \pm 0,13	2,16 \pm 1,43	0,74 \pm 0,30	127,5 \pm 103,8	5,94 \pm 1,34	1,18 \pm 1,62	17,20 \pm 8,19	211,12 \pm 115,58	0,90 \pm 0,57	289,20 \pm 231,24	0,76 \pm 1,63	0,30 \pm 0,35	3,97 \pm 3,52
[62-68] n=3	0,36 \pm 0,04	1,62 \pm 1,09	0,79 \pm 0,21	230,16 \pm 114,49	6,46 \pm 0,23	0,97 \pm 0,51	16,50 \pm 8,97	152,30 \pm 80,02	0,76 \pm 0,39	342,71 \pm 334,75	1,24 \pm 1,14	0,29 \pm 0,40	3,59 \pm 1,40
LT (r de Spearman)	-0,359	0,001	-0,440	-0,063	-0,251	-0,104	-0,025	-0,184	0,073	-0,099	-0,068	-0,293	-0,019
Edad (r de Spearman)	-0,348	0,034	-0,395	-0,039	-0,268	-0,089	-0,011	-0,191	0,105	-0,074	-0,031	-0,310	0,043

C.falciformis

- Talla: solo presentó una correlación positiva en cuanto a su LT y las concentraciones de Hg ($r = 0,458$) (Tabla 9).

- Edad: al igual que con la talla, solo presentó una correlación positiva con las concentraciones de Hg ($r = -0,485$) (Tabla 9).

- Sexo: no se obtuvo ninguna diferencia entre sexos (Tabla 9).

Tabla 9. Estadística descriptiva (Media \pm D.E.) sobre las concentraciones de los 13 elementos en el tejido muscular, en peso húmedo (mg/kg) de *C.falciformis* por sexo y por frecuencia de tallas, y correlación de Spearman respecto a la LT y Edad/Elementos. Los valores en rojo refieren niveles significativos $\rho < 0,05$.

<i>C.falciformis</i> (mg/kg p.h.)	Hg	Pb	Cd	As	Se	Cr	Cu	Zn	V	Fe	Ni	Co	Mn
Media \pm D.E.	0,28 \pm 0,31	4,08 \pm 6,57	1,44 \pm 1,50	152,23 \pm 87,66	6,59 \pm 2,13	3,46 \pm 5,87	26,83 \pm 27,89	168,35 \pm 101,53	1,24 \pm 1,14	420,06 \pm 393,22	3,58 \pm 8,28	0,19 \pm 0,19	8,11 \pm 5,90
Mínimo	0,07	0,13	0,51	31,80	0,97	0,03	7,37	36,44	0,26	71,66	-1,03	-0,02	2,34
Máximo	1,62	31,42	6,67	360,62	3,57	27,26	110,22	502,00	3,63	1582,62	44,48	0,81	27,16
MACHOS (n=10)	0,23 \pm 0,10	3,31 \pm 5,00	1,14 \pm 0,46	175,30 \pm 91,51	6,66 \pm 1,54	1,41 \pm 1,13	22,91 \pm 18,35	162,23 \pm 67,63	1,37 \pm 1,36	296,03 \pm 242,94	1,45 \pm 2,21	0,13 \pm 0,13	7,39 \pm 4,03
HEMBRAS (n=20)	0,30 \pm 0,37	4,46 \pm 7,32	1,58 \pm 1,81	140,69 \pm 85,68	6,55 \pm 2,41	4,48 \pm 6,97	28,79 \pm 31,87	171,41 \pm 116,36	1,17 \pm 1,10	482,07 \pm 442,61	4,65 \pm 9,94	0,22 \pm 0,21	8,48 \pm 6,71
p-valor σ	0,650	0,559	0,650	0,248	0,267	0,082	1,000	0,846	0,846	0,35	0,422	0,267	0,373
[29,5-34,5] n=2	0,61 \pm 0,58	4,01 \pm 2,61	3,69 \pm 4,22	87,41 \pm 2,90	6,57 \pm 1,05	2,70 \pm 3,35	53,04 \pm 55,08	272,31 \pm 250,06	1,83 \pm 2,03	606,38 \pm 709,19	3,35 \pm 5,15	0,25 \pm 0,36	16,19 \pm 15,51
[34,5-40] n=3	0,16 \pm 0,04	7,87 \pm 7,99	1,39 \pm 0,37	94,28 \pm 26,96	6,15 \pm 1,83	2,31 \pm 1,46	36,37 \pm 30,34	153,66 \pm 31,25	1,56 \pm 1,53	544,17 \pm 322,60	4,21 \pm 2,27	0,15 \pm 0,12	10,65 \pm 2,89
[40-45,5] n=8	0,17 \pm 0,05	1,70 \pm 1,08	0,99 \pm 0,54	205,77 \pm 83,34	6,75 \pm 1,57	1,91 \pm 0,86	18,12 \pm 8,03	155,43 \pm 78,12	1,39 \pm 1,47	380,15 \pm 409,02	1,03 \pm 1,73	0,11 \pm 0,15	6,84 \pm 3,19
[45,5-51] n=8	0,18 \pm 0,10	5,82 \pm 10,65	1,10 \pm 0,67	192,41 \pm 104,12	5,73 \pm 1,12	5,33 \pm 6,49	26,50 \pm 30,62	141,95 \pm 52,94	1,24 \pm 1,36	470,53 \pm 518,37	3,57 \pm 4,33	0,22 \pm 0,15	7,67 \pm 4,91
[51-56,5] n=4	0,25 \pm 0,07	2,46 \pm 1,90	0,86 \pm 0,24	68,03 \pm 52,15	7,58 \pm 2,55	2,11 \pm 1,37	19,70 \pm 8,66	170,53 \pm 57,26	0,79 \pm 0,43	362,64 \pm 241,66	1,28 \pm 1,54	0,37 \pm 0,31	5,44 \pm 2,25
[56,5-62] n=4	0,30 \pm 0,09	1,18 \pm 1,37	1,19 \pm 0,40	120,37 \pm 23,33	5,41 \pm 1,03	0,87 \pm 0,85	10,94 \pm 3,40	120,48 \pm 64,86	0,64 \pm 0,60	188 \pm 142,11	0,42 \pm 1,21	0,11 \pm 0,11	4,50 \pm 2,47
[62-68] n=1	1,621	15,962	6,638	170,207	14,294	27,262	110,219	501,999	2,015	748,404	44,479	0,327	23,206
LT (r de Spearman)	0,458	-0,218	-0,012	-0,039	-0,017	-0,002	-0,137	0,024	-0,239	-0,15	-0,169	0,173	-0,3
Edad (r de Spearman)	0,485	-0,243	-0,033	-0,004	0,017	-0,089	-0,151	0,035	-0,239	-0,217	-0,234	0,122	-0,355

A.pelagicus

- Talla: presentó correlación positiva en cuanto a su LA y las concentraciones de Hg ($r = 0,816$) y el Cd ($r = 0,649$) (Tabla 10).



- **Sexo:** se obtuvo diferencias significativas entre ambos sexos para Hg, Pb, Cu, V, Fe, Ni, Co y Mn (Tabla 10, Figura 15.a y Figura 15.b del Anexo).

Tabla 10. Estadística descriptiva (Media \pm D.E.) sobre las concentraciones de los 13 elementos en el tejido muscular, en peso húmedo (mg/kg) de *A.pelagicus* por sexo y por frecuencia de tallas, y correlación de Spearman respecto a la LA/Elementos. Los valores en rojo refieren niveles significativos $\rho < 0.05$.

<i>A.pelagicus</i> (mg/kg p.h.)	Hg	Pb	Cd	As	Se	Cr	Cu	Zn	V	Fe	Ni	Co	Mn
Media \pm D.E.	0,36 \pm 0,24	2,61 \pm 2,58	2,32 \pm 2,40	43,18 \pm 67,44	7,45 \pm 0,98	4,33 \pm 17,86	24,78 \pm 18,26	189,48 \pm 154,71	0,77 \pm 0,70	396,38 \pm 306,50	2,12 \pm 4,96	0,24 \pm 0,32	4,42 \pm 4,90
Mínimo	0,11	0,28	0,36	14,18	5,10	0,25	5,11	89,32	0,14	122,56	-0,68	-0,02	0,92
Máximo	1,39	9,27	11,08	392,61	10,52	98,70	67,33	5684,29	3,08	1214,78	27	1,64	26,69
MACHOS (n=11)	0,26 \pm 0,11	1,07 \pm 0,83	2,96 \pm 3,64	63,21 \pm 109,39	7,07 \pm 0,79	0,66 \pm 0,21	17,91 \pm 16,71	133,61 \pm 40,81	0,40 \pm 0,21	206,86 \pm 45,87	0,13 \pm 0,74	0,09 \pm 0,04	3,95 \pm 2,80
HEMBRAS (n=19)	0,41 \pm 0,28	3,49 \pm 2,84	1,94 \pm 1,24	31,59 \pm 17,10	7,67 \pm 1,03	6,46 \pm 22,37	28,76 \pm 18,35	221,82 \pm 186,98	0,99 \pm 0,80	506,11 \pm 339,88	3,27 \pm 5,95	0,32 \pm 0,38	4,70 \pm 5,84
p-valor δ/ϕ	0,026	0,012	0,966	0,216	0,216	0,057	0,021	0,123	0,030	0,021	0,010	0,000	0,009
[29,5-34,5] n=1	0,113	1,044	0,363	32,277	7,954	0,636	11,626	182,891	0,193	158,612	-0,123	0,069	1,545
[34,5-40] n=0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
[40-45,5] n=1	0,185	1,448	1,546	392,609	7,215	0,678	19,769	152,738	0,469	187,336	0,252	0,148	3,215
[45,5-51] n=2	0,17 \pm 0,04	2,00 \pm 1,96	1,44 \pm 0,93	60,08 \pm 44,59	6,73 \pm 0,05	0,53 \pm 0,15	22,80 \pm 14,89	149,87 \pm 79,92	0,47 \pm 0,15	204,18 \pm 80,66	0,18 \pm 0,74	0,44 \pm 0,65	2,96 \pm 1,18
[51-56,5] n=10	0,27 \pm 0,08	2,43 \pm 1,76	1,94 \pm 2,62	26,25 \pm 5,05	7,27 \pm 0,64	0,81 \pm 0,28	25,94 \pm 16,27	141,87 \pm 34,11	0,85 \pm 0,77	406,39 \pm 241,25	1,74 \pm 1,47	0,20 \pm 0,15	3,33 \pm 1,64
[56,5-62] n=13	0,48 \pm 0,31	3,36 \pm 3,46	2,80 \pm 2,75	31,81 \pm 10,10	7,65 \pm 1,36	9,03 \pm 26,98	28,28 \pm 22,89	201,58 \pm 159,91	0,92 \pm 0,80	499,73 \pm 382,43	3,50 \pm 7,28	0,27 \pm 0,43	6,29 \pm 6,99
[62-68] n=3	0,41 \pm 0,01	1,24 \pm 0,53	2,97 \pm 1,12	24,15 \pm 6,85	7,56 \pm 0,09	0,66 \pm 0,25	13,18 \pm 0,86	336,57 \pm 372,06	0,40 \pm 0,09	192,28 \pm 3,51	0,01 \pm 0,62	0,14 \pm 0,05	2,35 \pm 0,95
LA (r de Spearman)	0,816	0,061	0,649	-0,111	0,315	0,211	-0,013	0,139	0,126	0,137	0,032	0,106	0,171

Cabe mencionar que todos los elementos que presentaron diferencias significativas entre ambos sexos en las tres especies de estudio, siempre las hembras obtuvieron los valores máximos.

5.2.3. Correlación entre los elementos

La Tabla 11 presenta el análisis de correlación de Spearman de los elementos analizados en las tres especies de tiburón. Se observa que el Pb es el que presentó mayor correlación con otros elementos, siendo Pb-Cu el conjunto que presentan un coeficiente de correlación más alto ($r = 0,82$) (Figura 13), seguido de Pb-Fe ($r = 0,79$), Pb-V ($r = 0,75$) y Pb-Mn ($r = 0,73$).

Tabla 11. Correlación de Spearman entre las concentraciones total de cada elemento analizado. Valores significativos a nivel $\rho < 0.01$ representado en coloración roja.

	Hg	Pb	Cd	As	Se	Cr	Cu	Zn	Fe	Mn	Ni	V	Co
Hg	1	0,224	0,236	-0,246	0,178	0,051	0,179	0,286	0,157	0,018	0,096	0,248	0,224
Pb	0,224	1	0,259	-0,098	0,071	0,524	0,817	0,443	0,785	0,733	0,659	0,746	0,53
Cd	0,236	0,259	1	-0,308	0,424	0,226	0,313	0,224	0,388	0,229	0,239	0,174	0,111
As	-0,246	-0,098	-0,308	1	-0,367	0,179	-0,156	-0,027	-0,169	0,262	0,084	0,088	-0,096
Se	0,178	0,071	0,424	-0,367	1	-0,028	0,062	0,239	0,16	-0,169	-0,017	-0,02	0,119
Cr	0,051	0,524	0,226	0,179	-0,028	1	0,481	0,381	0,614	0,684	0,688	0,505	0,533
Cu	0,179	0,817	0,313	-0,156	0,062	0,481	1	0,476	0,743	0,644	0,628	0,693	0,542
Zn	0,286	0,443	0,224	-0,027	0,239	0,381	0,476	1	0,574	0,349	0,375	0,402	0,623
Fe	0,157	0,785	0,388	-0,169	0,16	0,614	0,743	0,574	1	0,684	0,695	0,655	0,597
Mn	0,018	0,733	0,229	0,262	-0,169	0,684	0,644	0,349	0,684	1	0,662	0,673	0,435
Ni	0,096	0,659	0,239	0,084	-0,017	0,688	0,628	0,375	0,695	0,662	1	0,591	0,512
V	0,248	0,746	0,174	0,088	-0,02	0,505	0,693	0,402	0,655	0,673	0,591	1	0,43
Co	0,224	0,53	0,111	-0,096	0,119	0,533	0,542	0,623	0,597	0,435	0,512	0,43	1



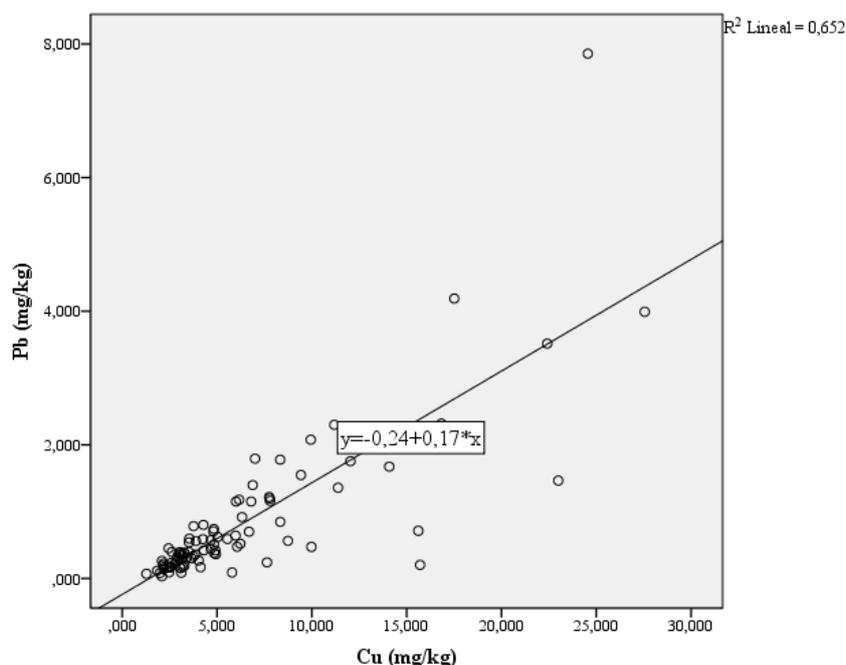


Figura 13. Correlación positiva entre la concentración del Pb y el Cu.

5.2.4. Proporción Molar (PM) de Mercurio:Selenio

Para cada especie se obtuvo la siguiente proporción: *P.glauca* (PM= 1:46), *A.pelagicus* (PM= 1:46,5) y *C.falciformis* (PM= 1:50,6) lo cual indica una elevada concentración del Se.

5.3. Normativa de contenidos máximos de los MP (mg/kg p.h)

5.3.1. Límites máximos permitidos para su comercialización

Tabla 12. Número de organismos por especie que superan la normativa de contenidos máximos de algunos metales pesados respecto la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1, EFSA y el comité mixto FAO/WHO (todo en mg/kg p.h.).

Metal pesado	Legislación	Límite permisible	<i>P.glauca</i>		<i>C.falciformis</i>		<i>A.pelagicus</i>		Concentración promedio	N° organismos por encima del límite permisible
			Concentración promedio	N° organismos fuera de la norma	Concentración promedio	N° organismos fuera de la norma	Concentración promedio	N° organismos fuera de la norma		
Hg	México	1		0		2		1		3
	EFSA	1	0.39 ± 0.13	0	0.28 ± 0.31	2	0.36 ± 0.24	1	0.34 ± 0.24	3
	FAO/WHO	1		0		2		1		3
Cd	México	0.5		26		30		29		85
	EFSA	0.05	0.76 ± 0.10	30	1.44 ± 1.50	30	2.32 ± 2.40	30	1.5 ± 1.74	90
	FAO/WHO	1		5		15		25		45
Pb	México	0.5		29		26		28		83
	EFSA	0.3	2.89 ± 2.80	30	4.08 ± 6.57	29	2.61 ± 2.58	29	3.19 ± 4.38	88
	FAO/WHO	2		14		14		12		40

De acuerdo a la Tabla 12 se presenta la especie *P.glauca* como aquella con una mayor concentración promedio de Hg (0.39 ± 0.13 mg/kg p.h.) en tejido muscular respecto a *C.falciformis* y *A.pelagicus*, no obstante, *C.falciformis* fue la especie que presentó mayor



número de organismos (2) con concentraciones por encima de la Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, de la Legislación Europea mediante el Reglamento (CE) 1881/2006 y del comité mixto FAO/WHO seguido de *A.pelagicus* (1) y ningún organismo para *P.glauca*. Por lo que el 3,33% de los organismos del total de las tres especies superaron el límite máximo permitido de Hg para las tres normativas. Respecto a los dos ejemplares de *C.falciformis* por encima de las normas (contenidos máximos admisibles), uno correspondió a una hembra de 107,63 cm de LT (el ejemplar más pequeño de especie con LA=32,5) la cual presentó una concentración de 1.66 mg/kg p.h. y un macho de 191,08 cm de LT (de los más longevos con LA= 63 cm) el cual contenía 1.67 mg/kg p.h. de Hg. El único organismo de *A.pelagicus* por encima de la norma fue una hembra de 40 cm de LA (individuo con longitud intermedia para los organismos recolectados de esta especie) con una concentración de 1.39 mg/kg p.h.

En cuanto al Cd, fue el MP tóxico con mayor número de especímenes con concentraciones por encima de los límites máximos permitidos, el 94,44% bajo la Norma Oficial Mexicana, el 100% bajo la Legislación Europea y el 50% según los límites establecidos por el comité mixto FAO/WHO. Nuevamente *C.falciformis* fue la especie que presentó mayor número de organismos fuera de la Norma Oficial Mexicana (30 organismos), seguido por *A.pelagicus* (29 organismos) y *P.glauca* (26 organismos) (Tabla 12). No obstante, *A.pelagicus* fue la especie que presentó mayor concentración promedio (2.61 ± 2.58 mg/kg p.h.)

Para el Pb, bajo la Norma Oficial Mexicana superaron los límites establecidos el 92,22% de organismos, 97,78% bajo la Legislación Europea y un 44,44% según el comité mixto FAO/WHO siendo *P.glauca* la especie con mayor número de organismos por encima del límite permisible, seguido de *A.pelagicus* y *C.falciformis* (Tabla 12). No obstante, en este caso, *C.falciformis* fue la especie que presentó mayor concentración promedio (4.08 ± 6.57 mg/kg p.h.).



5.3.2. Ingestas dietéticas

Tabla 13. Valores promedio de Ingesta Semanal Estimada (ISE) por cada metal tóxico y el metaloide en 230g de tiburón, Margen de Seguridad (MoS) e Ingesta máxima tolerable (g) para cada metal tóxico y el metaloide por especie, por hombre y mujer.

Especie	Metales tóxicos y metaloide	ISE (mg/semana)	Margen de Seguridad (MoS)		Ingesta máxima tolerable (g)	
			Hombre	Mujer	Hombre	Mujer
<i>P.glauca</i>	Hg	0,09	0,32	0,38	717,95	615,38
	Cd	0,17	1	1,13	230,26	197,37
	Pb	0,66	0,38	0,44	605,54	519,03
	As	6,61	44,97	48,1	5,12	4,39
	Ni	0,49	0,08	0,1	2.747,66	2.355,14
<i>C.falciformis</i>	Hg	0,06	0,21	0,25	1.000	857,14
	Cd	0,33	1,89	2,2	121,53	104,17
	Pb	0,94	0,54	0,63	428,92	367,65
	As	8,75	59,52	69,44	3,86	3,31
	Ni	0,82	0,14	0,16	1.642,46	1.407,82
<i>A.pelagicus</i>	Hg	0,08	0,29	0,33	777,78	666,67
	Cd	0,53	3,03	3,53	75,43	64,66
	Pb	0,6	0,34	0,4	670,5	574,71
	As	2,48	16,87	19,68	13,61	11,67
	Ni	0,49	0,08	0,1	2.735,85	2.377,36

Puede apreciarse que el elemento que presenta mayor ISE para todas las especies es el As con diferencia seguido del Pb. Los elementos con MoS superior a 1 fueron para las tres especies de tiburón el Cd y As tanto para hombres como para mujeres (Tabla 13).

Tabla 14. Valores promedio de Ingesta Semanal Estimada (ISE) en 230g de tiburón, Ingesta recomendada (g) y porcentaje de aporte semanal para los microelementos y el no metal de cada especie, por hombre y mujer.

Especie	Microelemento y no metal	ISE (mg/semana)	Ingesta semanal recomendada (g)		Aporte semanal (%)	
			Hombre	Mujer	Hombre	Mujer
<i>P.glauca</i>	Cr	0,49	113,95	81,4	200	280
	Cu	5,24	491,66	395,08	46,79	57,58
	Zn	38,92	414,89	182,62	55,44	63,91
	Se	0,31	1.473,68	1.263,16	15,82	18,45
	Fe	102,44	141,45	282,90	162,6	81,3
	Mn	1,69	2.190,48	1.714,48	10,5	13,42
<i>C.falciformis</i>	Cr	0,8	70,81	50,58	326,53	457,14
	Cu	6,17	417,44	339,17	55,09	67,8
	Zn	38,72	416,99	361,75	55,16	63,58
	Se	0,38	1.187,88	1.018,18	19,39	22,62
	Fe	96,61	149,98	299,96	153,35	76,67
	Mn	1,87	1.985,20	1.553,64	11,61	14,84
<i>A.pelagicus</i>	Cr	1	56,58	40,42	408,16	571,43
	Cu	5,7	451,98	367,64	50,89	62,64
	Zn	43,58	370,49	321,41	62,08	71,56
	Se	0,43	1.053,76	903	21,94	25,6
	Fe	22,17	622,54	1.307,33	35,19	17,6
	Mn	1,02	3.642,53	2.850,68	6,34	8,1



El elemento que presenta mayor porcentaje de aporte semanal para una ingesta de 230g de tiburón es el Cr para las tres especies, seguido del Fe, Zn, Cu, Se y por último el Mn (Tabla 14). *A.pelagius* es la especie que presenta mayor aporte semanal del Cr para mujeres con un 571,43%, seguido del *C.falciformis* (456,14%) y *P.glauca* (280%) y a su vez es la especie que presenta una menor aportación semanal de Mn, en este caso para hombres con un 6,34%, seguido del *P.glauca* (10,5%) y *C.falciformis* (11,61%).

6. DISCUSIÓN

6.1. Composición de las muestras

6.1.1. Proporción de sexos

P.glauca

Existen evidencias que *P.glauca* presenta una fuerte segregación latitudinal por tamaño y sexo (Nakano, 1994; Nakano y Seki, 2003), los grupos de machos suelen aparecer más al sur, en áreas subtropicales y tropicales del Pacífico central, a diferencia de las hembras que suelen encontrarse en aguas más al norte, es por ello que la alta proporción de machos (1M:0,30H) encontrada en este estudio podría sugerir un efecto de dicha segregación y que tanto Blanco-Parra *et al.* (2008) como Escobar-Sánchez (2010) también observaron a lo largo de su estudio. No obstante, hay que tener en cuenta que la presencia de estos organismos podría deberse también a la selectividad de los palangres.

C.falciformis

La mayoría de autores (Oshitani *et al.*, 2003; Alejo-Plata *et al.*, 2007; Sánchez de Ita *et al.*, 2011) aun a pesar de encontrar una similitud en la abundancia de machos y hembras para *C.falciformis*, reportaron una mayor abundancia de hembras al igual que en el presente estudio. No existe una idea clara del porqué se presentan estas proporciones según el sexo en esta especie, pero hay varios autores que mencionan la existencia de una segregación por tallas y por sexos (Strasburg, 1958; Cabrera-Chávez-Costa *et al.*, 2010; Sánchez de Ita *et al.*, 2011) aunque puede que se deba más por el área geográfica y el tipo de pesca utilizado tal y como puntualizó Cervantes-Gutiérrez (2013).



A.pelagicus

Al igual que en el estudio de Escoba-Sánchez (2010), en el presente estudio se recolectaron más hembras que machos, pero sin diferencias significativas en cuanto a número de individuos. Este resultado, tal y como sugirieron Romero-Caicedo *et al.* (2014) puede deberse a la posible segregación sexual de los organismos maduros y podría darse a cualquier tipo de edad al igual que se da en otros tiburones pelágicos Blanco-Parra *et al.* (2008).

6.1.2. Distribución de tallas y edad

Teniendo en cuenta los datos aportados de madurez sexual por Carrera-Fernández *et al.* (2010) para *P.glauca*, tan sólo 10 machos del total de los organismos recolectados se encontraron maduros. Para los ejemplares de *C.falciformis* recolectados, ninguno de ellos presentó madurez sexual según los datos de LT para machos y hembras publicados por Compagno *et al.* (2005). Finalmente, para los organismos recolectados de *A.pelagicus* no se pudo determinar su madurez sexual debido a la inexistencia de los parámetros para la conversión de LA y LI a LT.

La mayoría de los organismos recolectados de *P.glauca* y *C.falciformis* fueron juveniles igual que Cruz-Ramírez (2007), con una media de edad de entre 7 y 5 años respectivamente. *P.glauca* fue la única especie que presentó adultos, 8 machos, duplicando las edades de *C.falciformis*, mientras que las hembras se encontraron en edades similares. En nuestra muestra el número de machos recolectados para *P.glauca* fueron 23 y 10 para *C.falciformis*. En el estudio publicado por Cruz *et al.* (2011) encontraron que la pesca en el Pacífico Central Mexicano de *P.glauca* incide principalmente en organismos adultos (56%) y en juveniles (92,7%) para los *C.falciformis*. La única hembra adulta recolectada de *C.falciformis* se podría atribuir a la posible existencia de un área de alumbramiento y crianza para esta especie en las zonas de pesca cercanas donde actúa la flota palangrera de mediana altura de Manzanillo (Cruz-Ramírez, 2007).

6.2. Perfil de concentración de los elementos químicos

6.2.1. Relación entre la especie de tiburón asociado a la concentración de los elementos



De todos los elementos químicos analizados el Fe (420.61 ± 478.81 mg/kg p.h.), Zn (175.68 ± 115.91 mg/kg p.h.), As (103.44 ± 91.19 mg/kg p.h.) y Cu (24.80 ± 21.16 mg/kg p.h.) fueron los que presentaron mayores niveles de concentración en el conjunto de las tres especies de tiburón, seguido del Mn (6.63 ± 7.96 mg/kg p.h.), Se (6.45 ± 1.87 mg/kg p.h.), Cr (3.31 ± 11.11 mg/kg p.h.), Pb (3.19 ± 4.38 mg/kg p.h.), Ni (2.61 ± 5.79 mg/kg p.h.), Cd (1.51 ± 1.75 mg/kg p.h.), V (1.03 ± 0.91 mg/kg p.h.), Hg (0.34 ± 0.24 mg/kg p.h.) y por último el Co (0.23 ± 0.27 mg/kg p.h.). Núñez-Nogueira (2005) también obtuvo en su estudio que el Fe > Zn > As fueron los elementos con mayor concentración en el tejido muscular de *Carcharhinus limbatus* y *Rhizoprionodon terraenovae* (Tabla 1).

Marmolejo-Rodríguez *et al.* (2017) demostraron que los sedimentos del Pacífico central mexicano están naturalmente enriquecidos por Fe, Zn, As, Cu, Ni, V y Co.

Las concentraciones de Fe reportadas en el presente estudio fueron superiores a los pocos estudios realizados en aguas mexicanas que analizan este metal (Tabla 1). Núñez-Nogueira (2005) puntualizó que la disponibilidad de Fe en aguas mexicanas parece ser relevante en peces de las regiones del Pacífico y del Golfo de México, por lo que esta exposición se podría ver incrementada mediante la absorción de este MP por las fuentes de alimentación a través de procesos de biomagnificación, produciendo entonces altos niveles de ese elemento en los tiburones de esas áreas.

La principal presencia de Zn en el músculo podría explicarse como resultado de su esencialidad, por ejemplo, la contracción muscular requiere, durante el metabolismo anaeróbico, una enzima que contiene Zn llamada lactato deshidrogenasa que cataliza la degradación del piruvato a lactato (Núñez-Nogueira, 2005). No obstante, la alta concentración de Zn puede deberse al fuerte grado de transferencia que presenta el Zn en comparación a otros MP, esto indica que la bioacumulación del Zn desde el agua hacia el músculo de los organismos es mayor en comparación a otros elementos (Ong *et al.*, 2016). Así mismo, tal y como vieron Volke *et al.* (2005) y Dorey *et al.* (2018), la cinética de incorporación y movilización del Zn aumenta bajo ambientes ácidos y en los últimos años se ha observado el aumento de la acidificación de los océanos (Manzello *et al.*, 2017). Se sabe que el tráfico marítimo contribuye a la acidificación de los océanos (Ida-Maja *et al.*, 2013) y que la principal vía de entrada de este elemento es por su utilización como cubierta anticorrosiva para hierro o acero (Volke *et al.*, 2005), además el Pacífico central mexicano presenta una de las mayores densidades de tráfico marítimo dentro del Pacífico



Mexicano (Liñán-Cabello, 2019), por lo que estaríamos frente a la posible causa del aumento de Zn reflejado en los tejidos de los organismos.

Respecto al As, se puede asumir que la dieta y los hábitos alimenticios de los tiburones explican la presencia de este metaloide en sus cuerpos (Turoczy *et al.*, 2000). No obstante, una parte puede ser absorbida desde el medio marino a través de la superficie corporal ya que el As en los océanos es uno de los más concentrados (aproximadamente 1.1-1.9 µg/L) comparado con otros elementos tóxicos como el Hg, Cd y Pb los cuales normalmente se encuentran por debajo de 0.1 µg/L (Vélez-Álvarez *et al.*, 2013). Así mismo, se encontraron valores muy elevados a diferencia de otros estudios (Núñez-Nogueira, 2005; Barrera-García *et al.*, 2012; Vélez-Álvarez *et al.*, 2013) (*Tabla 1*), lo que podría sugerir que este metaloide podría estar aumentando en las aguas circundantes al Pacífico central mexicano debido a actividades antrópicas ya que contribuyen de manera importante a su liberación al medio marino.

Hallauer *et al.* (2016) realizaron un estudio con pez cebra (*Danio rerio*) bajo condiciones crónicas de As (de 50 ppb a 300 ppb). Esta especie, tras 6 meses de exposición, presentó disfunciones en su sistema neurológico que se reflejaron en una disminución de la actividad locomotora. Además, se detectaron altos niveles de actividad en la enzima superóxido dismutasa (SOD) en el ojo e hígado, sugiriendo un aumento de estrés oxidativo. La descendencia de los progenitores que estuvieron sometidos a dicha exposición presentó una menor biomasa que sus controles parentales (reducción de 4 veces el peso corporal) sugiriendo cambios genéticos o epigenéticos asociados a altas [As] que posteriormente pasan a la siguiente generación. Lo anteriormente expuesto podría ser una evidencia de que altas [As] en peces marinos pueda provocar efectos tóxicos en su organismo, dado que en este estudio los valores máximos de este metaloide fueron del orden de 152.23 ± 87.66 mg/kg p.h. para *C.falciformis*, 114.91 ± 83.26 mg/kg p.h. para *P.glauca*, y 43.18 ± 67.44 mg/kg p.h. para *A.pelagicus*.

El Cu es un elemento esencial para la hemocianina, proteína encargada de transportar oxígeno en la sangre de algunos crustáceos y moluscos (Jakimska *et al.*, 2011) que forman parte de la dieta de otras especies. Así pues, se podría pensar que gran parte de los organismos recolectados se alimentan mayoritariamente de invertebrados, siendo *C.falciformis* el que presenta mayor concentración (26.83 ± 27.89 mg/kg p.h.), seguido de *A.pelagicus* (24.78 ± 18.26 mg/kg p.h.) y *P.glauca* (22.79 ± 3.99 mg/kg p.h.). No obstante, hay que tener en cuenta que una de las principales entradas de este MP al medio



marino, al igual que el Zn, es debido a la aplicación de pintura en los cascos de las embarcaciones (Volke *et al.*, 2005). En el estudio de De Boeck *et al.* (2007) se concluyó que el Cu, a exposiciones de 1000 y 1500 µg/L, ejerce una actividad nociva sobre la actividad de la enzima Na⁺/K⁺ ATPasa en las membranas celulares branquiales del tiburón mielga (*Squalus acanthias*) similar a la de los teleósteos, aunque existe una acción toxica adicional en la función renal que retiene urea en el elasmobranquio.

Cabe destacar que, tanto el Zn, como el As y el Cd inducen la producción de metalotioneínas (MT) (Soto-Jiménez, 2011). En el tiburón gato (*Scyliorhinus canicula*), se observó que estas son sintetizadas si se detecta la presencia e incremento de alguno de estos elementos con los que interacciona, considerándola como una proteína homeostática (Escobar-Sánchez, 2010). Conociendo esto se podría deducir que los especímenes muestreados tuvieran altas [MT] en su organismo, lo cual podría abrir una nueva línea de investigación subsecuentes al presente estudio.

Todos los valores obtenidos de Se, As, Cu, Zn, Cd y Pb superaron los valores encontrados por Barrera-García *et al.* (2012) para *P.glauca* realizado en Baja California Sur, quienes obtuvieron valores de 22 ± 0.02 , 6.66 ± 0.55 , 1.64 ± 0.13 , 6.1 ± 0.13 , 0.2 ± 0.12 y 0.07 ± 0.01 mg/kg p.h. respectivamente, aunque para la [Hg] de *P.glauca* se obtuvieron valores inferiores a Barrera-García *et al.* (2012), Escobar-Sánchez *et al.* (2011) y Maz-Courrau y López-Vera (2006) con concentraciones de 1.03 ± 0.08 , 1.39 ± 1.58 y 0.82 ± 0.34 mg/kg p.h respectivamente.

Con respecto a la diferencia significativa en la [Cd] entre las tres especies de estudio, se podría asociar a la preferencia de su dieta (Dehn *et al.*, 2005), siendo *A.pelagicus* la especie que una mayor concentración, seguido de *C.falciformis* y finalmente *P.glauca*. Para *C.falciformis* Terrazas-López *et al.* (2016) asociaron estos valores altos a su rica dieta en cefalópodos. Así mismo, la diferencia significativa en la [Mn] entre las tres especies de estudio, al ser un metal esencial para el metabolismo, podría deberse a los requerimientos fisiológicos específicos de cada especie (McMeans *et al.*, 2007).

Según las especies estudiadas, *P.glauca* fue el tiburón que presentó mayor concentración de Hg (0.39 ± 0.13 mg/kg p.h.) coincidiendo con datos ya publicados por Maz-Courrau *et al.* (2011), seguido de *A.pelagicus* (0.36 ± 0.24 mg/kg p.h.) y *C.falciformis* (0.28 ± 0.31 mg/kg p.h.), siendo *P.glauca* significativamente superior a *C.falciformis*. Estos valores pueden deberse a la diferencia entre sus hábitats alimenticios, pues Maz-Courrau *et al.* (2012) encontró que una dieta rica en peces como el estorino (*Scomber japonicus*)



aportaba concentraciones mayores de Hg (0.57 ± 0.02 mg/kg p.h.) frente a una dieta mayoritaria de cangrejo rojo (*Pleroncodes planipes*, 0.13 ± 0.01 mg/kg p.h.) y/o calamar gigante (*Dosidicus gigas*, 0.12 ± 0.05 mg/kg p.h.). Estos datos podrían sugerir que *P.glauca* se alimenta mayormente de peces y *C.falciformis* de invertebrados.

Para *A.pelagicus*, dentro de su dieta también se encuentran peces como la melva (*Auxis thazard*). Escobar-Sánchez (2010) registró valores muy bajos de [Hg] para dos de sus principales presas: *D.gigas* y *S.oualaniensis*, por lo que se podría suponer que esta especie también se estaría alimentando un poco más de peces que de invertebrados, pues *Auxis thazard* (0.20 mg/kg p.h.) le estaría aportando mayor concentración de dicho MP. No obstante, *D.gigas* (0.05 mg/kg p.h.) en cuanto a volumen también sería otra especie que le estaría aportando mayor [Hg] a este tiburón pues según Escobar-Sánchez (2010) su dieta está formada por el 50% de este calamar gigante.

A.pelagicus presentó concentraciones significativamente menores de As respecto a *C.falciformis* y *P.glauca*. Esto se podría asociar al tipo de reproducción, puesto que las especies del orden Carcharhiniformes son vivíparos placentarios y los del orden Lamniforme son vivíparos aplacentados. Tal y como vieron Fowler *et al.* (2007) la placenta parece ser fácilmente atravesada por el As por lo que las crías, tanto de *P.glauca* como las de *C.falciformis* podrían recibir este tóxico a través de la placenta.

En el presente estudio, *A.pelagicus* fue la especie con significativamente mayores concentraciones de Se respecto a *C.falciformis* y *P.glauca*. Tal y como propuso Storelli *et al.* (2003) considerando que el Se proporciona importantes efectos antagonistas contra la toxicidad de otros metales no esenciales en los tiburones, es posible que la absorción de Se se promueva como resultado de exposiciones a otros elementos tóxicos. De este modo, aunque no se conozca muy bien la ruta migratoria de *A.pelagicus* dentro del océano Pacífico, se podría suponer que las aguas que recorre dicha especie podrían presentar mayor contaminación. Así mismo, teniendo en cuenta que *A.pelagicus* fue la especie con menor concentración de MP tóxicos en su tejido muscular se podría asociar a la posible función de desintoxicación del Se en los organismos, sobre todo en el caso del Hg.

6.2.2. Perfil de concentración de los elementos por talla

A semejanza de otros estudios (Lacerda, 2000; Cai *et al.*, 2007; García-Hernández *et al.*, 2007; Barrera-García *et al.*, 2012; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015) la [Hg] presentó



correlación positiva con la talla/edad para *C.falciformis* y con la talla para *A.pelagicus*, por lo que se encontró una bioacumulación de Hg conforme los tiburones crecían. Se conoce que la especie del Hg que se encuentra mayoritariamente en los organismos (> 90%) es el MeHg (Lozano-Soldevilla *et al.*, 2017). Esto puede deberse a la estabilidad química del MeHg (Hempel *et al.*, 1995) la cual le ayuda a unirse a los grupos tioles de las proteínas (Spry y Wiener, 1991; Clarkson *et al.*, 2007) y, por ello, solo se excreta en cantidades muy pequeñas facilitando su bioacumulación en los peces con el tiempo (Bosch *et al.*, 2016). No obstante esta bioacumulación no se encontró para *P.glauca* tal y como observaron Maz-Courrau y López-Vera (2006) y Escobar-Sánchez *et al.* (2011) (Tabla 1).

P.glauca además, presentó una correlación negativa entre su LT/edad y la [Cd]. Estos mismos resultados fueron publicados para *C.falciformis* por Terrazas-López *et al.* (2016) para los machos adultos y lo atribuyeron a su mayor tasa de crecimiento y a su metabolismo. Por lo contrario, *A.pelagicus* presentó una correlación positiva entre su LA y la [Cd]. Este resultado se podría atribuir a lo propuesto por Núñez-Nogueira *et al.* (1998) donde el mecanismo de desintoxicación corporal es inversamente proporcional al tamaño del organismo, por lo que a mayor tamaño menor capacidad de desintoxicación.

6.2.3. Perfil de concentración de los elementos por sexo

Según afirmaron Monteiro y Lopes (1990) las hembras por lo general presentan una mayor tasa de crecimiento que los machos dentro de la misma edad, hecho que puede contribuir a una mayor entrada de MP en las hembras que en los machos, tal y como mostraron los resultados del presente estudio para *P.glauca* y *A.pelagicus*. En cambio para *C.falciformis* se obtuvieron para ambos sexos concentraciones similares de todos los elementos, esto podría deberse, tal y como mencionó Gomes-Ferreira *et al.* (2004), a que ambos sexos presentan las mismas rutas migratorias y hábitos alimenticios.

Pinho *et al.* (2002), Branco *et al.* (2007) y Barrera-García *et al.* (2012) encontraron diferencias entre machos y hembras para *P.glauca* en cuanto a la concentración de Hg en tejido muscular, a diferencia del presente estudio en el cual no se encontraron diferencias en función del sexo del organismo.



P. glauca mostró diferencias entre ambos sexos para las concentraciones de Cu, del mismo modo que Barrera-García *et al.* (2012) los cuales asociaron dichas diferencias a la preferencia dietética. Observaron que mientras las hembras prefieren consumir mayor cantidad de invertebrados, como el cangrejo rojo (*P. planipes*) el cual les aporta mayor [Cu], los machos prefieren alimentarse de peces como el estorino (*Scomber japonicus*). Esta preferencia también explicaría la diferencia entre sexos para el Cd, pues el *P. planipes* es un invertebrado (Escobar-Sánchez *et al.*, 2011; Barrera-García *et al.*, 2012), y parece ser que las dietas ricas en invertebrados suelen presentar mayores concentraciones de Cd (Dehn *et al.*, 2005).

En cuanto a la diferencia entre sexos para el Cr, al igual que en el presente estudio para *P. glauca*, Mendoza-Díaz *et al.* (2013) también encontraron que las hembras presentaban mayores concentraciones que los machos en el tiburón de puntas negras (*Carcharhinus limbatus*).

Según el estudio de Polo-Silva (2008) los individuos de *A. pelagicus* mantienen una preferencia de presas independientemente del grado de madurez y de sexo. No obstante, no es lo que se ha encontrado en el presente estudio pues dicha especie presentó diferencias en cuanto al sexo para el Hg, Pb, Cu y para todos los microconstituyentes como el V, Fe, Ni, Co y Mn. Se podría prever que las hembras de esta especie podrían presentar una preferencia por los peces *Auxis spp.* los cuales les estaría aportando mayor cantidad de Hg por presa ingerida (0.20 ± 0.02 mg/kg p.h.) Escobar-Sánchez (2010). Así como de crustáceos y moluscos puesto que contienen grandes cantidades de Cu (Jakimska *et al.*, 2011). Mientras que los machos se decantarían más por calamares como *D. gigas* (0.05 mg/kg p.h.) y *Sthenoteuthis oualaniensis* (0.04 mg/kg p.h.) Escobar-Sánchez (2010).

6.2.4. Correlación entre la concentración de los elementos de estudio

La fuerte correlación entre el Pb y el Cu podría sugerir que ambos MP presentaran procesos metabólicos similares (Jakimska *et al.*, 2011).

6.2.5. Proporción Molar (PM) de Mercurio:Selenio

La equitativa molar 1:1 propuesta por Parizek y Ostadalova (1967) no se observó para ninguna de las especies analizadas, no obstante se obtuvieron resultados semejantes a Rodríguez-Gutiérrez (2016) quien para *C. falciformis* obtuvo una proporción molar de



1:82,02. Se podría inferir que debido al elevado contenido de Se, este atenuaría la posible toxicidad del Hg presente en el tejido muscular de los organismos muestreados y que por ello se obtuvieron promedios de [Hg] inferiores a 0.4 mg/kg p.h. Otros estudios como el de Escobar-Sánchez (2010), encontraron valores muy inferiores de Se (para *P.glauca* 0.10 mg/kg p.h. y para *A.pelagicus* 0.17 mg/kg p.h.) a los reportados en el presente estudio (5.32 mg/kg p.h. y 7.44 mg/kg p.h. respectivamente). No obstante, cabe mencionar que el Se aunque tenga la capacidad de neutralizar los efectos del Hg, en concentraciones elevadas puede llegar a ser un tóxico potencial para el organismo (Chen y Belzile, 2001).

6.3. Normativa de concentraciones máximas de los elementos químicos (mg/kg p.h)

6.3.1. Evaluación del riesgo tóxico

Considerando que todas las especies de tiburones de este estudio son depredadores tope con grandes longitudes (todos mayores de 100 cm) (Cai *et al.*, 2007) se hubiera esperado encontrar altos niveles de [Hg] y que la mayoría de organismos hubieran superado el límite de 1 mg/kg p.h., pero no fue así. En nuestro estudio se obtuvo tan solo un 3,33% de organismos que superaron ese límite, porcentaje menor al obtenido por García-Hernández *et al.* (2007) (14%) para las mismas especies en el Golfo de California y por Maz-Courrar *et al.* (2011) (100%) para *P.glauca* y *C.falciformis*. No obstante, al menos el 86% de las muestras superaron los límites para el Cd y el Pb (Tabla 12).

El As no aparece en la Norma Oficial Mexicana, ni en la Legislación Europea ni en el comité mixto de la FAO/WHO, por lo que no se pudo establecer si cumplen o no los límites de concentración máxima admisible. Sería recomendable añadir a las legislaciones las CMA de todos los elementos y que cuenten con IDA-ISA.

En base al margen de seguridad (MoS), tanto el Cd como el As obtuvieron valores que indican que podría existir un posible riesgo tóxico para la salud humana si se consumiera la cantidad recomendada de pescado de 230g semanales en cualquier de las tres especies, *P.glauca*, *C.falciformis* y *A.pelagicus* (Tabla 13).

Debido a ello no se recomienda la ingesta de ninguna de las tres especies de tiburón reportadas en el presente estudio. Para evitar un posible riesgo de intoxicación por Cd, para *P.glauca* la ingesta semanal en hombres no debería de superar los 230g y en mujeres



195g, para el *C.falciformis*, los hombres no deberían superar los 120g/semana y las mujeres 103g/semana y para *A.pelagicus* en hombres 75g/semana y para mujeres 64g/semana. En cuanto al As, para evitar un posible riesgo de intoxicación, de *P.glauca* la ingesta para hombres no debería de superar los 5g/semana y en mujeres 4g/semana, de *C.falciformis*, los hombres no deberían superar los 3,8g y las mujeres 3,3g a la semana como máximo y en *A.pelagicus* para hombres 13,5g y para mujeres 11,6g semanales.

Así mismo no se podrían comercializar en el mercado europeo ninguna de las tres especies pues la mayoría superan la Legislación Europea mediante el Reglamento (CE) 1881/2006.

Para el Se, se han encontrado efectos de toxicidad crónica en humanos para dosis de 1 mg/kg/día (Volke *et al.*, 2005), por lo que podríamos afirmar que todos los organismos recolectados excepto uno (un macho de la especie *C.falciformis* de 123,52 cm de LT) podrían ser tan tóxicos como para prohibir su ingesta.

6.3.2. Evaluación nutricional para microconstituyentes y no metal

En el caso de los microelementos y el no metal, *A.pelagicus* es la especie que aporta en la dieta semanalmente mayores niveles de éstos, seguido de *C.falciformis* y *P.glauca*. El Cr fue el elemento con mayor aporte semanal para las tres especies llegando hasta valores de 571% en una porción de 230g para *A.pelagicus*. Para próximos estudios, sería recomendable conocer en qué forma se presentó dicho elemento, pues Cr VI es la forma más tóxica y reactiva del Cr pudiendo generar varios efectos adversos (Wuana y Okieimen, 2011) y el Cr III es un nutriente esencial para el metabolismo normal de carbohidratos y lípidos, y en la estabilización de proteínas y ácidos nucleicos (Becerra-Torres *et al.*, 2014). Por lo contrario, el Mn fue el microelemento con menor porcentaje de aporte semanal para las tres especies (Tabla 14).

7. CONCLUSIONES

1. Hay significativamente más machos en la especie *Prionace glauca*, debido posiblemente a la segregación entre sexos y sus patrones de migración. Además, *C.falciformis* fue la especie de menor tamaño y presentó diferencias significativas en cuanto a la talla con respecto a *P.glauca* y *A.pelagicus*.



2. La mayoría de los organismos recolectados de *P.glauca* y *C.falciformis* se presentaron en edades de estadios juveniles teniendo en cuenta que no se recolectó ningún neonato. Para *A.pelagicus* no se pudo determinar la edad ya que no existen los parámetros necesarios para la conversión de LA/LI a LT.
3. Los elementos con mayor concentración en las tres especies de tiburón fueron el Fe, Zn, As y Cu, y los de menor concentración V, Hg y Co, siendo los MP tóxicos con mayor concentración As y Pb, seguidos del Cd y Hg.
4. *C.falciformis* y *A.pelagicus* fueron las dos especies que presentaron diferencias significativas en cuanto a un mayor número de elementos: Hg, As, Cd, Cr y Se. Así mismo se observó que las hembras mostraron los valores máximos cuando se presentaban diferencias significativas entre sexos.
5. *C.falciformis* fue la única especie que no obtuvo diferencias en cuanto a la concentración de los elementos en función del sexo. Tan solo se dio bioacumulación en cuanto a la talla, el Hg para *A.pelagicus* y *C.falciformis* y el Cd para *A.pelagicus*. *P.glauca* presentó correlación negativa entre su longitud total y la [Cd] a diferencia de *A.pelagicus* quien presentó una correlación positiva. *C.falciformis* fue la especie que presentó la mayor acumulación de los elementos tóxicos analizados en su tejido muscular.
6. Las concentraciones encontradas de elementos en este estudio reflejan que las preferencias alimenticias pueden actuar como una posible vía de entrada, acumulándose de manera diferencial entre las tres especies de tiburón.
7. Más de la mitad de los organismos recolectados de las tres especies superaron los límites máximos permitidos para el Cd y Pb bajo Norma Oficial Mexicana, la Legislación Europea y por el comité mixto FAO/WHO, por lo que en el mercado europeo no se podrían comercializar.
8. La presencia en la dieta humana de alguna de estas tres especies de tiburón podría causar toxicidad, especialmente por Cd y As al haber presentado valores de MoS>1.
9. Para próximos estudios sería recomendable analizar las concentraciones de los elementos citados en este estudio, en el agua del área de estudio. Así mismo, sería recomendable añadir a las legislaciones las CMA de todos los elementos y que cuenten con IDA-ISA, así como establecer una normativa global de ingesta y comercialización para todos los metales pesados.



8. BIBLIOGRAFÍA

- Afonso, A. 2014. Estudio del contenido de metales pesados tóxicos (Cd, Pb), traza y esenciales (Al, B, Ba, Co, Cu, Cr, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Sr, V y Zn) y macronutrientes (Ca, K, Mg y Na) en peces litorales de la costa Norte de Gran Canaria. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna. España.
- Alejo-Plata, C., Gómez-Márquez, J.L., Ramos, S. y Herrera, E. 2007. Presencia de neonatos y juveniles del tiburón martillo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) y del tiburón sedoso *Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839) en la costa de Oaxaca, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 42(3): 403-413.
- Alloway, B.J. 2013. Introduction. Metals in Soils, Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Alloway, B.J. 614. Dordrecht, Netherlands.
- Anadón, A., Ares, I., Berny, P., Bischoff, K., Bright-Ponte, S.J., Buur, L.J., Caloni, F., Carlson, P.M., Chanderbhan, R., Choudhuri, S., Christian, R.G., Cook, D., Cope, R.B., Coppock, R.W., Croubels, S., Curras-Collazo, M., Davis, T.Z., DeClementi, C., Doss, R.B., Dunayer, E., Ensley, S.M., Evans, T.J., Filazi, A., Filigenzi, M., Gardner, D.R., Garland, T., Gehring, R., Green, B.T., Guitart, R., Gupta, P.K., Gupta, R.C., Gwaltney-Brant, S.M., Hall, J.O., Hamar, D.W., Hargreaves, A.J., Hooser, S.B., Jacobsen, B.J., Jin, U.H., Kodavanti, P.R.S., Lall, R., Lee, S.T., Li, X., Malik, J.K., Martínez, M.A., Martínez-Larrañaga, M.R., Mattia, A., McClellan, R.O., Mensching, D., Van der Merwe, D., Milatovic, D., Mostrom, M.S., Mukai, M., Mukherjee, I.M., Murphy, L., Murphy, M.J., Nicholson, S.S., Nation, P.N., Novilla, M.N., Ossedryver, S., Panter, K.E., Pfister, J.A., Pickrell, J.A., Poppenga, R.H., Puschner, B., Ramaiah, S.K., Sachana, M., Safe, S.H., Smith, G.W., Sobhakumari, A., Srivastava, A., Stegelmeier, B.L., Stice, S., Tawde, S., Thompson, L.J., Thrall, M.A., Valdez, M.C., Welch, K.D., Wilson, C.R., Wismer, T., Yamashita, N., Yang, J.H., Youssef, H., Yurdakok-Dikmen, B., Zhou, T., Zoltani, C.K. 2007. Feed and Water Contaminants. Veterinary toxicology: basic and clinical principles. Academic Press. Gupta, R.C. 1201. New York, United States of America.
- Applegate, S.P., Espinosa-Arrubarrera, L., Menchaca, L.B. y Sotelo, F. 1979. Tiburones Mexicanos. Subsecretaría de Educación e Investigación. Dirección General de Ciencia y Tecnología del Mar. 144. Ciudad de México, México.
- Araújo, C.V.M. y Cedeño-Macías, 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.
- Arévalo, G. I. 2014. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1785) de las costas adyacentes a puerto de Santa Rosa de Salinas-Ecuador. Grado en Ingeniería en Gestión Ambiental. Universidad de especialidades Espíritu Santo, Facultad de artes liberales y ciencias de la educación. Ecuador.
- Baleyto, M.A. 2016. Bioacumulación de Hg y Se en el tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*) y los pinnípedos, en isla Guadalupe, Baja California, México. Maestría en ciencias en Manejo de recursos marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Barrera-García, A.M. 2013. Elementos traza e indicadores de estrés oxidativo en el tiburón azul (*Prionace glauca*) de la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis Doctoral. Centro de investigación biológicas del noroeste, S.C. México.
- Barrera-García, A.M., O'Hara, T., Galván-Magaña, F., Méndez-Rodríguez, L.C., Margaret-Castellini, J. y Zenteno-Savín, T. 2012. Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 156: 59-66.
- Becerra-Torres, S.L., Soria-Fregozo, C., Jaramillo-Juárez, F. y Moreno-Hernández-Duque, J.L. 2014. Trastornos a la salud inducidos por cromo y el uso de antioxidantes en su prevención o tratamiento. *Journal of Pharmacy & Pharmacognosy Research*. 2(2): 19-30.
- Bejarano-Ramírez, I., Jurado, J.R., Muñoz-Valencia, R., Alcázar, A., Ceballos-Magaña, S.G., Olivos-Ortiz, A. y Rangel, O. 2017. Comparative study of As, Cd, Cu, Cr, Mg, Mn, Ni, Pb and Zn concentrations between sediment and water from estuary and port. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 6: 1333-1242.
- Belzile, N., Chen, Y., Gunn, J.M., Tong, J., Alarie, Y., Delonchamp, T. y Lang, C. 2006. The effect of selenium on mercury assimilation by freshwater organisms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 63(1): 1-10.
- Bergés-Tiznado, M.E., Márquez-Farías, F., Lara-Mendoza, R.E., Torres-Rojas, Y.E., Galván-Magaña, F., Bojórquez-Leyva, H. y Páez-Osuna, F. 2015. Mercury and selenium in muscle and target organs of Scalloped Hammerhead sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: dietary intake, molar ratios, loads and human health risks. *Environmental Contamination and Toxicology*. 69(4): 440-452.
- Bezerra, M.F., Lacerda, L.D. y Lai, C.T. 2019. Trace metals and persistent organic pollutants contamination in batoids (Chondrichthyes: Batoidea): A systematic review. *Environmental Pollution*. 248: 684-695.



- Biswas, R. 2019. Influence of Heavy Metal Ions in Fisheries. *Juniper Publishers*. 9: 5.
- Blanco-Parra, M.P. 2003. Edad y crecimiento del tiburón azul, *Prionace glauca* (Linnaeus 1758), en la costa occidental de Baja California Sur, México. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Blanco-Parra, M.P., Galván-Magaña, F. y Márquez-Farías, F. 2008. Age and growth of the blue shark, *Prionace glauca* Linnaeus, 1758, in the Northwest coast of Mexico. *Biología Marina y Oceanografía*. 43(3): 513-520.
- Bloom, N.S., 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 49: 1010-1017.
- Bosch, A.C., O'Neill, B., Sigge, G.O., Kerwath, S.E. y Hoffman, L.C. 2016. Heavy metal accumulation and toxicity in smoothhound (*Mustelus mustelus*) shark from Langebaan Lagoon, South Africa. *Food Chemistry*. 190: 871-878.
- Branco V., Carlos, V., Canário, J. y Neves-dos Santos, M. 2007. Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, L.1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L.1758) from two areas of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*. 150: 373-380.
- Caballero, J.M., Tejera, R.L., Caballero, A.A., González-Weller, D., Gutiérrez, A.J. y Hardisson, A. 2014. Composición mineral de los distintos tipos de gofio canario: factores que afectan a la presencia de Na, K, Mg, Ca, Mn, Fe, Cu y Zn. *Nutrición Hospitalaria*. 29(3): 687-694.
- Cabrera-Chávez-Costa, A.A., Galván-Magaña, F. y Escobar-Sánchez, O. 2010. Food habits of the silky shark *Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839) off the western coast of Baja California Sur, México. *Journal of Applied Ichthyology*. 26: 499-503.
- Cai, Y., Rooker, J.R., Gill, G.A. y Turner, J.P. 2007. bioaccumulation of mercury in pelagic fishes from the northern Gulf of Mexico. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 64: 458-469.
- Calderón, A.V.B. 2018. Ecología trófica del tiburón piloto *Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839) en la costa sur de Jalisco, México. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Carrera-Fernández, M. 2004. Biología reproductiva del tiburón azul *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) en la costa occidental de Baja California Sur, México. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Carrera-Fernández, M., Galván-Magaña, F. y Ceballos-Vásquez, P. 2010. Reproductive biology of the blue shark *Prionace glauca* (Chondrichthyes: Carcharhinidae) of Baja California Sur, México. *Aquaint Ichthyology*. 16(3): 101-110.
- Castillo-Geniz, L., Soriano-Velázquez, S.R. y Villaseñor-Talavera, R. 2008. Pesquerías mexicanas de tiburón en el Océano Pacífico. Pesquerías Latinoamericanas. Machii, T. y Flores-Olivares, J. 211-241. Ciudad de México, México.
- Castillo-Geniz, L. y Carrillo-Conil, D. 2019. Relaciones morfométricas no publicadas del Programa Tiburón CRIAP-Ensenada, INAPESCA.
- Cervantes-Gutiérrez, B.M. 2013. Edad y crecimiento de *Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839) en la zona oceánica del Pacífico oriental tropical. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Chen, Y.W. y Belzile, N. 2001. Antagonistic effect of selenium on mercury assimilation by fish populations near Sudbury metal smelters. *Limnology and Oceanography*. 46(7): 1814-1818.
- CITES. 2017. Appendices I, II & III. Convention on international trade in endangered species of wild fauna and flora. UNEP. Revisado el 19 de abril de 2019. En: <https://cites.org/sites/default/files/notif/E-Notif-2016-068-A.pdf>
- Clarke, J.E., Magnusson, S., Abercrombie, D.L., McAllister, M. y Shivji, M.S. 2006. Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market using molecular genetics and trade records. *Conservation Biology*. 20: 201-211.
- Clarke, S.C., Harley, S.J., Hoyle, S.D. y Rice, J.S. 2013. Population Trends in Pacific Oceanic Sharks and the Utility of Regulations on Shark Finning. *Conservation Biology*. 27: 197-209.
- Clarkson, T. W., Vyas, J. B. y Ballatori, N. 2007. Mechanisms of mercury disposition in the body. *American Journal of Industrial Medicine*. 50: 757-764.
- Compagno, L. 1984. Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of shark species to date. Part II (Carcharhiniformes). Food and Agriculture Organization of the United Nations. 655. Rome, Italy.
- Compagno, L. 1990. Shark exploitation and conservation. Elasmobranch as Living Resources Advances in the Biology, Ecology, Systematics and the Status of the Fisheries. Jr Pratt, H. L., Gruber, S.H. y Taniuchi, T. 391-415. Washington D.C., United States of America.
- Compagno, L. 2001. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Volume 2. Bullhead, Mackerel and Carpet Sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). Food and Agriculture Organization of the United Nations. 69. Rome, Italy.



- Compagno, L., Dando, M. y Fowler, S. 2005. *Sharks of the world: Princeton Field Guides*. Princeton University Press. 496. New Jersey, United States of America.
- CONAPESCA-INP. 2004. Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca e Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Mazatlán, México. 80.
- CONAPESCA-INP. 2013. Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones, Rayas y Especies Afines en México. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca e Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Mazatlán, México. 80.
- Connell, R., Canevari, L., Coleby, C., Wright, S., Robertson, J.N., Morgan, W., Cerezo, A., Rivero, A., Ugarte, G., Larson, R., Carr, C., Washington, R., Saucedo, E., Ramírez, E., Olivera, M. y Becker, A. 2015. Port of Manzanillo: Climate Risk Management (Executive Summary). Inter-American Development Bank. 386. Colima, México.
- Covarrubias, S. A., García-Berumen, J.A. y Peña-Cabriales, J.J. 2015. El papel de los microorganismos en la biorremediación de suelos contaminados con metales pesados. *Acta Universitaria*. 25(3): 40-45.
- Covarrubias, S.A. y Peña-Cabriales, J.J. 2017. Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 33: 7-21.
- Cruz, A., Soriano, S.R., Santana, H., Ramírez, C.E. y Valdez, J.J. 2011. La pesquería de tiburones oceánicos-costeros en los litorales de Colima, Jalisco y Michoacán. *Biología Tropical*. 59(2): 655-667.
- Cruz-Ramírez, A. 2007. Aspectos reproductivos del tiburón azul (*Prionace glauca*) y tiburón tunero (*Carcharhinus falciformis*) capturados por la flota palangrera de mediana altura del puerto de Manzanillo, Colima. Grado en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de ciencias. México.
- Cuadrado-Vives, M.C. 1995. Ingesta de contaminantes -metales pesados- y nutrientes potencialmente tóxicos vía dieta total en Andalucía, Galicia, Madrid y Valencia. Tesis Doctoral. Universidad Computense de Madrid, Departamento de Nutrición, Facultad de Farmacia. España.
- Cuello, S., Ximénez-Embún, P., Ruppen, I., Schonthaler, H.S., Ashman, K., Madrid, Y., Luque-Garcia, J.L. y Cámara, C. 2012. Analysis of protein expression in developmental toxicity induced by MeHg in zebrafish. *The Royal Society of Chemistry*. 137: 5302-5311.
- Cuello, S. 2017. Biocumulación, toxicidad e interacción de metilmercurio y especies de selenio. Tesis Doctoral. Universidad Computense de Madrid, Facultad de Ciencias Químicas. España.
- De Alba, M.I.D. 2013. Avances en el control de la contaminación por metales: nuevas metodologías de análisis y especiación metálica en sistemas acuáticos. Estudio en Bahía de Algeciras. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz. España.
- De Boeck, G., Hattink, J., Franklin, N.M., Bucking, C.P., Wood, S., Walsh, P.J. y Wood, C.M. 2007. Cooper toxicity in the spiny dogfish (*Squalus acanthias*): Urea loss contributes to the osmoregulatory disturbance. *Aquatic Toxicology*. 84: 133-141.
- Delshad, S.T., Mousavi, S.A., Islami, H.R. y Pazira, A. 2012. Mercury concentration of the whitecheek shark, *Carcharhinus dussumieri* (Elasmobranchii, Chondrichthyes), and its relation with length and sex. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 7(3): 135-142.
- Dehn, L.A., Sheffield, G.G., Follmann, E.H., Duffy, L.K., Thomas, D.L., Bratton, G.R., Taylor, R.J. y O'Hara, T.M. 2005. Trace elements in tissues of phocid seals harvested in the Alaskan and Canadian Arctic: influence of age and feeding ecology. *Canadian Journal of Zoology*. 83: 726-746.
- Devars, S. y Moreno-Sánchez, R. 1999. Abundancia de los metales pesados en la biosfera. Contaminación Ambiental por Metales Pesados. Cervantes, C. y Moreno-Sánchez, R. 1-10. Jalisco, México.
- Díaz-Barriga, F. 1991. Principios de la toxicidad del cadmio. *Ciencia y Desarrollo*. 17: 61-68.
- Dorey, N., Martin, S., Oberhänsli, F., Teyssié, J.L., Jeffree, R. y Lacoue-Labarthe, T. 2018. Ocean acidification modulates the incorporation of radio-labeled heavy metals in the larvae of the Mediterranean Sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Journal of Environmental Radioactivity*. 190-191: 20-30.
- EFSA NDA Panel (EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies). 2013. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for manganese. *EFSA Journal*. 11(11): 3419.
- EFSA^a NDA Panel (EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies). 2014. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for chromium. *EFSA Journal*. 12(10): 3845.
- EFSA^b NDA Panel (EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies). 2014. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for zinc. *EFSA Journal*. 12(10): 3844.
- EFSA NDA Panel (EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies). 2015. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for copper. *EFSA Journal*. 13(10): 4253.
- Endo, T., Haraguchi, K., Hotta, Y., Hisamichi, Y., Lavery, S., Dalebout, M.L. y Baker, C.S. 2005. Total mercury, methyl mercury, and selenium levels in the red meat of small cetaceans sold for human consumption in Japan. *Environmental Science & Technology*. 39: 5703-5708.



- Endo T., Hisamichi, Y., Haraguchi, K., Yoshihisa, K., Ohta, C. y Koga, N. 2008. Hg, Zn and Cu levels in the muscle and liver of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) from the coast of Ishigaki Island, Japan: Relationship between metal concentrations and body length. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1774-1780.
- Escobar-Sánchez, O. 2010. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis Doctoral. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F. y Rosiles-Martínez, R. 2010. Mercury and selenium bioaccumulation in Smooth Hammerhead shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican, Pacific Ocean. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 84(4): 488-491.
- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F. y Rosiles-Martínez, R. 2011. Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biological Trace Element Research*. 144: 550-559.
- Escobar-Sánchez, O., Ruelas-Inzunza, J., Moreno-Sánchez, X.G., Romo-Piñera, A.K. y Frías-Espericueta, M.G. 2016. Mercury concentration in Pacific angel sharks (*Squatina californica*) and prey fishes from Southern Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 96: 15-19.
- Espinoza, G.S. 2016. Bioacumulación y biomagnificación de Cd, Hg y Pb, en *Mustelus henlei* (Gill, 1863) de la costa suroccidental de Baja California Sur. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2010. Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *EFSA Journal*. 10(12): 2985-3226.
- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. y Wood, W. 2007. Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 68: 145-227.
- Ferretti, F., Worm, B., Britten, G.L., Heithaus, M.R. y Lotze, H.K. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters*. 13: 1055-1071.
- FishIDER. 2017. Pelagic thresher. Revisado el 06 de febrero del 2019. En: https://www.fishider.org/family_guide/alopidae/alopias-pelagicus/.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Joint Secretariat. 2002. Limit test for heavy metals in food additive specifications (Exploratory note). Joint FAO/WHO expert committee of food additives (JECFA). *World Health Organization*.
- Fowler, B.A., Chow, S.J., Jones, R.L. y Chen, C.J. 2007. Arsenic. Handbook on the Toxicology of Metals. Nordberg, G., Fowler, B.A., Nordberg, M. y Frieberg, L. 367-406. Copenhagen, Denmark.
- Frías-Espericueta, M.G., Cardenas-Nava, N.G., Márquez-Farías, J.F., Osuna-López, J.L., Muy-Rangel, M.D., Rubio-Carrasco, W. y Voltolina, D. 2014. Cadmium, Copper, Lead and Zinc Concentrations in Female and Embryonic Pacific Sharpnose Shark (*Rhizoprionodon longurio*) Tissues. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 93(5): 532-535.
- Galicia-García, V., Rojas-López, M., Rojas, R., Olaiz, G. y Ríos, C. 1997. Cadmium levels in maternal cord and newborn blood in Mexico City. *Toxicology Letters*. 91: 57-61.
- Galvão, L.A.C. y Corey, G. 1987. Cadmio. Serie Vigilancia N° 4. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, Organización Panamericana de la Salud, Organización Mundial de la Salud. Metepec, México.
- García-Hernández, J., Cadena-Cárdenas, L., Betancourt-Lozano, M., García de la Parra, L.M., García-Rico, L. y Márquez-Farías, F. 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicology & Environmental Chemistry*. 89: 507- 522.
- Gomes-Ferreira, A., Vieira, F.V., Veiga De Carvalho, C.E., Teixeira, L.R.P. y Santana Da Silva, F.M. 2004. Total mercury in the shark, *Carcharhinus signatus* in the western equatorial Atlantic Ocean. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 47(4): 1-9.
- Gracia, J. 2010. Estudio de contaminantes orgánicos y metales pesados en las costas de Gran Canaria. Tesis Doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Departamento de Ingeniería de Procesos. España.
- Gutiérrez, A.J. 2005. Estudio del contenido de metales pesados tóxicos y esenciales en especies de moluscos enlatados de consumo habitual en la isla de Tenerife. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna, Departamento de Biología Animal. España.
- Hallauer, J., Geng, X., Yang, H.C., Shen, J., Tsai, K.J. y Liu, Z. 2016. The effect of chronic arsenic exposure in zebrafish. *Mary Ann Liebert*. 13(5): 405-412.
- Hempel, M., Chau, Y. K., Dutka, B. J., McInnis, R., Kwan, K. K. y Liu, D. 1995. Toxicity of organomercury compounds: bioassay results as a basis for risk assessment. *The Analyst*. 120(3): 721-724.
- Hernández, C. 2014. Estudio de acumulación de metales pesados en los sedimentos de jaulas de peces de crianza y en puertos de la isla de Tenerife. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna. España.
- Hoffmayer, E., Iglésias, S. y McAuley, R. 2009. *Prionace glauca*. National Marine Fisheries Service. Revisado el 04 de abril de 2019. En: http://www.nmfs.noaa.gov/sfa/hms/sharks/2008/Rec_shark_ID_placard_09_04_2008.pdf



- Hosono, T., Su, C.C., Delinom, R., Umezawa, Y., Toyota, T., Kaneko, S. y Taniguchi, M. 2011. Decline in heavy metal contamination in marine sediments in Jakarta Bay, Indonesia due to increasing environmental regulations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 92(2): 297-306.
- Hurtado-Banda, R., Gomez-Álvarez, A., Márquez-Farías, J.F., Cordoba-Figueroa, M., Navarro-García, G. y Medina-Juárez, L.A. 2012. Total mercury in liver and muscle tissue of two coastal sharks from the Northwest of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 88: 971-975.
- Ida-Maja, H., Turner, D.R., Lauer, A. y Corbett, J.J. 2013. Shipping contributes to ocean acidification. *Geophysical Research Letters*. 40: 2731-2736.
- Jakimska, A., Konieczka, P., Skóra, K. y Namieśnik, J. 2011. Bioaccumulation of Metals in Tissues of Marine Animals, Part II: Metal Concentrations in Animal Tissue. *Polish Journal of Environmental Studies*. 20(5): 1127-1146.
- Jonathan, M.P., Auriolles-Gamboa, D., Campos-Villegas, L.E., Bohórquez-Herrera, J., Hernández-Camacho, C.J. y Sujitha, S.B. 2015. Metal concentrations in demersal fish species from Santa Maria Bay, Baja California Sur, Mexico (Pacific coast). *Marine Pollution Bulletin*. 99: 356-361.
- Jonathan, M.P., Muñoz-Sevilla, N.P., Góngora-Gómez, A.M., Luna-Varela, R.G., Sujitha, S.B., Escobedo-Urías, D.C., Rodríguez-Espinosa, P.F. y Campos-Villegas, L.E. 2017. Bioaccumulation of trace metals in farmed pacific oysters *Crassostrea giga* from SW Gulf of California coast, Mexico. *Chemosphere*. 187: 311-319.
- Kumari, B., Kumar, V., Sinha, A.K., Ahsan, J., Ghosh, A.K., Wang, H. y DeBoeck, G. 2016. Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems. *Environmental Chemistry Letters*. 14(55): 1-22.
- Lacerda, L.D., Paraquetti, H.H.M., Marins, R.V., Rezende, C.E., Zalmon, I.R., Gomes, M.P. y Farias, V. 2000. Mercury content in shark species from the south-eastern Brazilian coast. *Revista Brasileira de Biologia*. 60: 571-576.
- Lagler, K.F., Bardach, J.E., Miller, R.R. y May Passino, D.R. 1997. *Reproduction. Ichthyology*. John Wiley y Sons, Inc. 506. New York, United States of America.
- Laith, A.J. 2013. Sharks of the world: a fully illustrated guide. *Journal of Fish Biology*. 83(5): 1487-1488.
- Lanza-Espino, G. 1991. *Oceanografía de Mares Mexicanos*. Editor S.A. Ciudad de México, México. 569.
- Last, P.R. y Stevens, J.D. 2009. *Sharks and Rays of Australia*. Editor CSIRO. Victoria, United States of America. 644.
- Liñán-Cabello, M.A. 2019. Effect of Maritime Traffic and Environmental Variability on the Degradation of Coastal Marine Communities-Central Mexican Pacific. *Juniper publishers*. 9(3): 1-3.
- Litvinov, F.F. 2006. On the role of dense aggregations of males and juveniles in the functional structure of the range of the blue shark *Prionace glauca*. *Journal of Ichthyology*. 46(8): 613-624.
- Liu, K., Chen, C., Liao, T. y Joung, S. 1999. Age, Growth and Reproductios of the Pelagic Thresher Shark, *Alopias pelagicus* in the Northwestern Pacific. *Copeia*. 103(4): 68-74.
- Lozano-Soldevilla, G. 2010. Metales Pesados: Aportaciones al estuio toxicológico de especies y almentos marinos en Las Islas Canarias. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna, Departamento de Ciencias y Técnicas de Navegación. España.
- Lozano-Soldevilla, G., Lozano-Bilbao, E., Gutiérrez-Fernández, A.J., Hardisson de la Torre, A. y Melón- Rodríguez, E. 2017. Legislation of the European Union about heavy metals in marine foods. *Vieraea*. 45: 381-392.
- Lushchak, V.I. 2012. Environmentally induced oxidative stress in fish. *Oxidative Stress in Aquatic Ecosystems*. Abele, D., Vázquez-Meina, J.P. y Zenteno-Savía, T. 524. Chichester, United Kingdom.
- Manzello, D., Eakin, M.C. y Glynn, P.W. 2017. Effects of Global Warming and Ocean Acidification on Carbonate Budgets of Eastern Pacific Coral Reefs. *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific*. Glynn, P., Manzello, D. y Enochs, I. 517-533. Miami, United States of America.
- Marcovecchio, J.E., Moreno, V.J. y Pérez, A. 1991. Metal accumulation in tissues of sharks from the Bahía Balanca estuary, Argentina. *Marine Environmental Research*. 31: 263-274.
- Marin, Y.H., Brum, F., Barea, L.C. y Chocca, J.F. 1998. Incidental catch associated with swordfish longline fisheries in the south-west Atlantic Ocean. *Marine and Freshwater Research*. 49(7): 633-639.
- Marmolejo-Rodríguez, A.J., Morales-Blake, A.R., González-Chavarín, I., Hernández-Becerril, D., Alonso-Rodríguez, R., Rodríguez-Palacio, M.C., Sánchez-González, A. y Magallanes-Ordóñez. 2017. Trace elements from the Central Pacific Mexican Shelf: Geochemical associations and anthropogenic influences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 198(B): 416-470.
- Márquez-Farías, J.F. y Castillo-Géniz, J.L. 1998. Fishery biology and demography of the Atlantic Sharpnose Shark, *Rhizoprionodon terraenovae* in southern Gulf of Mexico. *Fisheries Research*. 39: 183-198.
- Mayorga-Castañeda, F.J. 2012. Acuerdo por el que se modifica el Aviso por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la pesca de diferentes especies de la fauna acuática en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicado el 16 de marzo de 1994 para establecer los periodos de veda de pulpo en el Sistema Arrecifal Veracruzano, jaiba en Sonora y Sinaloa, tiburones y rayas en el Océano Pacífico y tiburones en el Golfo de México. Diario Oficial de la Federación (Segunda Sección). Ciudad de México, México.



- Maz-Courrau, A. y López-Vera, C. 2006. Biomagnificación y bioacumulación de mercurio en cuatro especies de tiburón de la península de Baja California Sur, México. Grado en Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales e Ingeniería. Colombia.
- Maz-Courrau, A., López-Vera, C., Galván-Magaña, F., Escobar-Sánchez, O., Rosiles-Martínez, R. y Sanjuán-Muñoz, A. 2011. Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 88: 129-134.
- McMeans, B.C., Borgå, K., Bechtol, W.R., Higginbotham, D. y Fisk, A.T. 2007. Essential and non-essential element concentrations in two sleeper shark species collected in arctic waters. *Environmental Pollution*. 148(1): 281-290.
- Mendoza-Díaz, F., Serrano, A., Cuervo-López, L., López-Jiménez, A., Galindo, J.A. y Basañez-Muñoz, A. 2013. Concentración de Hg, Pb, Cd, Cr y As en hígado de *Carcharhinus limbatus* (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) capturado en Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*. 61(2): 821-828.
- Mishra, V., Samantaray, D.P., Dash, S.K., Mishra, B.B. y Swain, R.K. 2010. Study on hexavalent chromium reduction by chromium resistant bacterial isolates of Sukinda mining area. *Our Nature*. 8: 63-71.
- Monteiro, L.R. y Lopes, H.D. 1990. Mercury content of swordfish, *Xiphias gladius* in relation to length, weight, age and sex. *Marine Pollution Bulletin*. 21: 293-296.
- Moody, J.R. y Lindstrom, R.N. 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Analytical Chemistry*. 49: 2264-2267.
- Moreno-Sánchez, R., Barriga, D.F. y Devars, S. 1999. Mecanismos de toxicidad y de tolerancia a los metales pesados. Contaminación Ambiental por Metales Pesados. Cervantes, C. y Moreno-Sánchez, R. 11-40. Jalisco, México.
- Muñoz-Ponce de León, R.C. 2008. Evaluación del efecto de la pesca en la población del tiburón zorro, *Alopias pelagicus* (Nakamura, 1935) del océano Pacífico de México. Grado en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias. México.
- Nakano, H. 1994. Age, reproduction and migration of blue shark in the North Pacific Ocean. *Bulletin of the National Research Institute of Far Seas Fisheries*. 31: 141-256.
- Nakano, H. y Seki, M.P. 2003. Synopsis of biological data on the blue shark, *Prionace glauca* Linnaeus. *Bulletin of Fisheries Research Agency*. 6: 18-55.
- Nam, D.H., Adams, D. H., Flewelling, L.J. y Basu, N. 2010. Neurochemical alterations in lemon shark (*Negaprion brevirostris*) brains in association with brevetoxin exposure. *Aquatic Toxicology*. 99(3): 351-359.
- Nava-Ruíz, C. y Méndez-Armenta, M. 2011. Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de neurociencia*. 16(3): 140-147.
- Neeman, N., Servis, J.A. y Naro-Maciel, E. 2018. Conservation Issues: Oceanic Ecosystems. Encyclopedia of the Anthropocene. DellaSala, D.A. y Goldstein, M.I. 3: 193-201. Oxford, United Kingdom.
- Núñez-Nogueira, G. 2005. Concentration of essential and non-essential metals in two sharks species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) Coastline. Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Botello, A.V., Rendón-von Osten, J., Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. 696. Ciudad de México, México.
- Núñez-Nogueira, G., Bautista-Ordóñez, J. y Rosiles-Martínez, R. 1998. Concentración y distribución de mercurio en tejidos del cazón (*Rhizoprionodon terraenovae*) del Golfo de México. *Veterinaria México*. 29(1).
- Núñez, R., García, M.A., Alonso, J. y Melgar, M.J. 2018. Arsenic, cadmium and lead in fresh and processed tuna marketed in Galicia (NW Spain): Risk assessment of dietary exposure. *Science of Total Environment*. 627: 322-331.
- Norbert-Schrauzer, G. 2004. Selenium. Elements and their compounds in the environment: occurrence, analysis and biological relevance. Merian, E., Anke, M., Ihnat, M. y Stoppler, M. 1773. Weinheim, Germany.
- Nordberg, G., Langard, D., Sunderman, F.W., Stellman, J.M., Osinsky, D., Markkanen, P. y Dinman, B.D. 1998. Productos químicos. Metales: propiedades químicas y toxicidad. Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo. 63: 1-75. Madrid, España.
- Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1. 2009. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Ciudad de México, México.
- Norma Oficial Mexicana NOM 059-SEMARNAT. 2010. Secretaria de medio ambiente y recursos naturales. Diario Oficial de la Federación, Segunda sección. Ciudad de México, México.
- Ochoa, D.M. y González, J.F. 2008. Estrés oxidativo en peces inducido por contaminantes ambientales. *Revista de la Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia*. 55: 115-126.
- Oliver, S., Braccini, M., Newman, S.J. y Harvey, E.S. 2015. Global patterns in the bycatch of sharks and rays. *Marine Policy*. 54: 86-97.
- Ong, M.C., Kamaruzaman, M.I., Siyi-Norhidayah, A. y Joseph, B. 2016. Trace Metal in highly commercial fishes caught along coastal water of Setiu, Terengganu, Malaysia. *International Journal of Applied Chemistry*. 12(4): 773-784.



- Ortega-García, J.A., Ferris-Tortajada, J., Cánovas-Conesa, A. y García-Castell, J. 2005. Neurotóxicos medioambientales (y II). Metales: efectos adversos en el sistema nervioso fetal y posnatal. *Acta Pediátrica Española*. 63: 182-192.
- Oshitani, S., Nakano, H. y Tanaka, S. 2003. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the Pacific Ocean. *Fisheries Sciences*. 69(3): 456-464.
- Ouédraogo, O., Chélat, J. y Amyot, M. 2015. Bioaccumulation and trophic transfer of mercury and selenium in African Sub-Tropical fluvial reservoirs food webs (Burkina Faso). *PLOS ONE*. 10(4): 1-22.
- Palacios, A. L. y América, L. 1997. Plaguicidas. Introducción a la toxicología ambiental. Sociedad Mexicana de Toxicología, A.C. ECO-Metepec. 359-382. Veracruz, México.
- Pal, A., Dutta, S., Mukherjee, P.K. y Paul, A.K. 2005. Occurrence of heavy metal-resistance in microflora from serpentine soil of Andaman. *Journal of Basic Microbiology*. 45: 207-218.
- Parizek, J. y Ostadalova, I. 1967. The protective effect of small amounts of selenite in sublimate intoxication. *Experientia*. 23: 142-143.
- Park, J.S., Jung, S.Y., Son, Y.J., Choi, S.J., Kim, M.S., Kim, J.G., Park, S.H., Lee, S.M., Chae, Y.Z. y Kim, M.Y. 2011. Total mercury, methylmercury and ethylmercury in marine fish and marine fishery products sold in Seoul, Korea. *Food Additives and Contaminants: Part B Surveillance*. 4(4): 268-274.
- Pinho, A.P., Guimarães, J.R.D., Martins, A.S., Costa, P.A.S., Olavo, G. y Valentin, J. 2002. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects of feeding habit, sex, and length. *Environmental Research*. 89: 250-258.
- Piraino, M.N. y Taylor, D.L. 2009. Bioaccumulation and trophic transfer of mercury in striped bass (*Morone saxatilis*) and tautog (*Tautoga onitis*) from the Narragansett Bay (Rhode Island, USA). *Marine Environmental Research*. 67: 117-128.
- Polo-Silva, C.J. 2008. Ecología trófica de los tiburones zorro *Alopias pelagicus* NAKAMURA, 1935 y *Alopias superciliosus* (Lowe, 1839) en el Pacífico Ecuatoriano. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Rahman, M.S., Molla, A.H. y Arafat, S. M. Y. 2010. Status of pollution around Dhaka export processing zone and its impact on Bangshi River water, Bangladesh. *Journal of Nature Science and Sustainable Technology*. 4: 91-110.
- Reardon, M., Márquez, F., Trejo, T. y Clarke, S.C. 2009. *Alopias pelagicus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Revisado el 08 de noviembre de 2018. En: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T161597A5460720.en>
- Repetto, M. 1997. Conceptos y definiciones: Toxicología. Toxicidad. Toxicología Fundamental. Ediciones Díaz de Santos, S.A. 432. Madrid, España.
- Reyes, C.J.O. 2014. Estudios de bioacumulación de un metal de interés en contaminación ambiental (plomo) en larvas de lubina de gran valor comercial. Grado en Ciencias Ambientales. Universidad de Cádiz, Facultad de Ciencias del mar y Ambientales. España.
- Rigby, C.L., Sherman, C.S., Chin, A. y Simpfendorfer, C. 2017. *Carcharhinus falciformis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017 e.T39370A117721799. Revisado el 11 de febrero de 2019. En: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T39370A117721799.en>
- Rodríguez-Gutiérrez, J. 2016. Determinación y biomagnificación de mercurio y selenio en el tiburón piloto *Carcharhinus falciformis* del Golfo de Tehuantepec, México. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Romero-Caicedo, A.F., Galván-Magaña, F. y Martínez-Ortiz, J. 2014. Reproduction of the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in the equatorial Pacific. *Marine Biological Association of the United Kingdom*. 94(7): 101-1507.
- Rosa, D.A., Volke, T., Solórzano, G., Green, C., Tordon, R. y Beauchamp, S. 2004. Survey of atmospheric total gaseous mercury in Mexico. *Atmospheric Environment*. 38: 4839-4846.
- Rovira, R.F., Bermudo, F.M., Fernández, A.M.C., Sáez, A.C., Álvarez, M.D., Marteache, A.H., Toledano, F.L., De Santos, M.R.M., Muñoz, E.M.V., Larrañaga, M.R.M., López, A.M., de la Puerta, C.N., Hernández-Agero, T.O., Losada, P.P., Segura, C.P., Solé, R.M.P., Vidal, D.R., Salvadó, J.S. y Carou, M.A.V. 2012. Informe del Comité Científico de la Agencia Española de Seguridad Alimentaria y Nutrición (AESAN) en relación a criterios de estimación de concentraciones para la discusión de propuestas de límites de migración de determinados metales pesados y otros elementos de objetos de cerámica destinados a entrar en contacto con los alimentos. *Revista del comité científico*. 16: 004.
- Ruelas-Insunza, J. y Páez-Osuna, F. 2005. Mercury in fish and shark tissues from two coastal Lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*. 74: 294-300.
- Sabath, E. y Robles-Osorio, M.L. 2012. Renal health and the environment: heavy metal nephrotoxicity. *Nefrología*. 32(3): 279-286.



- Sánchez de Ita, J.A., Quiñónez-Velázquez, C., Galván-Magaña, F., Bocanegra-Castillo, N. y Félix-Uraga, F. 2011. Age and growth of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the west coast of Baja California Sur, México. *Journal of Applied Ichthyology*. 27: 20-24.
- Santana-Hernández, H., Tovar-Ávila, J. y Valdéz-Flores, J.J. 2013. Estimation of the total, fork and precaudal lengths for silky shark, *Carcharhinus falciformis* (Carcharhiniformes: Carcharhinidae), from the interdorsal length. *Hidrobiológica*. 24(2): 159-162.
- Satarug, S., Garrett, S.H., Sens, M.A. y Sens, D.A. 2010. Cadmium, environmental exposure and health outcomes. *Environmental Health Perspectives*. 118: 182-190.
- Seixas, T.G., Moreira, I., Siciliano, S., Malm, O. y Kehrig, H.A. 2014. Differences in methylmercury and inorganic mercury biomagnification in a tropical marine food web. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 92(3): 274-278.
- Simpson, J.A., Cheeseman, K.H., Smith, S.E. y Dean, R.T. 1991. HgCl² induced changes in cytosolic Ca²⁺ of cultures rabbit renal tubular cells. *Biochimica et Biophysica Acta*. 931: 130-142.
- Soriano-Velázquez, S. R., Acal, D.E., Galván-Tirado, C., Castillo-Géniz, J.L., Ramírez-Santiago, C. y Sancho-Vázquez, F. 2002. Aspectos reproductivos de tres especies de la familia Carcharhinidae y una especie de la familia Sphyrnidae del Golfo de Tehuantepec, México. Resúmenes del VIII Congreso Nacional de Ictiología. 137. Oaxaca, México.
- Soriano-Velázquez, S.R., Acal-Sánchez, D., Castillo-Géniz, J.L. y Ramírez-Santiago, C.E. 2006. Tiburón del Golfo de Tehuantepec. Sustentabilidad y pesca responsable de México, Evaluación y Manejo 1999-2000. Arreguín, S.F., Meléndez, M.J., Gómez-Humarán, M.I., Solana, S.R. y Rangel, D.C. 325-364. Instituto Nacional de Pesca, México.
- Soto-Jiménez, M.F. 2011. Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. *Hidrobiológica*. 21: 239-248.
- Soto-Jiménez, M.F., Páez, F., Scelfo, G., Hibdon, S., Franks, R., Aggarawl, J. y Flegal, A. R. 2008. Lead pollution in subtropical ecosystems on the SE Gulf of California Coast: A study of concentrations and isotopic composition. *Marine Environmental Research*. 66(4): 451-458.
- Sparre, P. y Venema, S.C. 1997. Introducción a la evaluación de los recursos pesqueros tropicales. *FAO Fisheries Technical Paper*. 2: 420.
- Spry, D. J. y Wiener, J. G. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in lowalkalinity lakes: A critical review. *Environmental Pollution*. 71: 243-304.
- Storelli, M.M., Ceci, E., Storelli, A. y Marcotrigiano, G.O. 2003. Polychlorinated biphenyl, a heavy metal and methylmercury residue in hammerhead sharks: contaminant status and assessment. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 1035-1048.
- Storelli, M.M., Giacomini-Stuffler, R. y Marcotrigiano, G.O. 2002. Mercury accumulation and Speciation in Muscle Tissue of different species of Sharks from Mediterranean Sea, Italy. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 68: 201-210.
- Strasburg, D.W. 1958. Distribution, abundance and habits of pelagic sharks in the Central Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*. 58: 335-361.
- Stevens, J.D. 2009. *Prionace glauca*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2009: e.T39381A10222811. Revisado el 11 de febrero de 2019. En: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20092.RLTS.T39381A10222811.en>.
- Taylor, D. L., Kutil, N. J., Malek, A. J. y Collie, J. S. 2014. Mercury bioaccumulation in cartilaginous fishes from Southern New England coastal waters: Contamination from a trophic ecology and human health perspective. *Marine Environmental Research*. 99: 20-33.
- Terrazas-López, R. 2016. Mercurio y Selenio en músculo e hígado de *Carcharhinus falciformis* y *Sphyrna zygaena* de la zona de Punta Lobos, Baja California Sur. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Terrazas-López, R., Arreola-Mendoza, L., Galván-Magaña, F., Aguiano-Zamora, M., Sujitha, S.B. y Jonathan, M.P. 2016. Cadmium concentration in liver and muscle of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the tip of Baja California south, México. *Marine Pollution Bulletin*. 107: 389-392.
- Turoczy, N.J., Laurenson, L.J.B., Allison, G., Nishikawa, M., Lambert, D.F., Smith, C., Cottier, J.P.E., Irvine, S.B. y Stagnitti, F. 2000. Observations on meta concentrations in three species of sharks (*Daenia calcea*, *Centroscyllium crepidater* and *Centroscyllium owstoni*) from Southeastern Australian waters. *Agriculture, Food and Chemistry*. 48: 4357-4364.
- Valdez-Carrasco, L.D., Hernández, H.S., Valdez-Flores, J.J. y López, D.R.B. 2018. Descargas obtenidas por barcos palagreros de Manzanillo, Colima, durante el 2018. Informe Técnico. Secretaría de Agricultura y desarrollo Rural (SADER). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura de México. En fase de publicación.
- Vallee, B. L., y Ulmer, D.D. 1972. Biochemical Effects of Mercury, Cadmium and Lead. *Annual Review of Biochemistry*. 41(1): 91-128.



- Vélez-Álvarez, M., Labrada-Martagón, V., Lía, C., Méndez-Rodríguez, Galván-Magaña, F. y Zenteno-Savín, T. 2013. Oxidative stress indicators and trace element concentrations in tissues of mako shark (*Isurus oxyrinchus*). *Comparative Biochemistry and Physiology*. 165: 508-514.
- Villanueva, S. y Botello, A. 1992. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 8: 47-61.
- Volke, S.T., Velasco, T.J.A. y Rosa, P.D.A. 2005. Metales: aspectos medioambientales. Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. 141. Ciudad de México, México.
- Zea-De la Cruz, H. 2007. Edad y crecimiento del tiburón aleta de cartón *Carcharhinus falciformis* (Bibron, 1839) registrado en el Golfo de Tehuantepec. Tesis Doctoral. Instituto Tecnológico de Boca del Río. México.
- Watras, C.J., Back, R.C., Halvorsen, S., Hudson, R.J.M., Morrison, K.A. y Wentz, S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. *Science of the Total Environment*. 219: 183-208.
- Wilmsmeier, G., Monios, J., Pérez-Salas, G. 2014. Port system evolution - the case of Latin America and the Caribbean. *Journal of Transport Geography*. 39: 208-221.
- Wpclipart. Silky shark, *Carcharhinus falciformis*. Revisado el 12 de febrero de 2019. En: https://www.wpclipart.com/animals/aquatic/shark/shark_2/Silky_Shark_Carcharhinus_falciformis.png.html.
- Wuana, R.A. y Okieimen, F.E. 2011. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risk and Best Available Strategies for Remediation. *International Scholarly Research Network*. 2011: 20.



9. AGRADECIMIENTOS

Al fondo de la fundación de México Azul por su apoyo esencial en el financiamiento para la realización del estudio, pero sobre todo a su directora Clara Calatayud, mi “madrina marina” y codirectora del TFM, porque gracias a ella pude involucrarme hace ya unos años en el estudio de estas criaturas tan impresionantes como los tiburones.

A mi director de TFM de la Universidad de la Laguna el Dr. Ángel Gutiérrez por los conocimientos en toxicología, su tiempo, correcciones y recomendaciones.

A la Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad de Colima (FACIMAR) por el apoyo brindado para mi formación y realización del trabajo final de master.

A la flota tiburonera del puerto de Manzanillo, Colima, tanto pescadores como capitanes por permitir que llevara a cabo mi muestreo con ellos en el puerto y con tan buena onda.

A mi codirector del TFM de la Universidad de Colima, el Dr. Marco Liñán, por todo su conocimiento, su tiempo, paciencia y por esas tardes de correcciones y salidas en kayak.

A mi cotutora Angelica Cruz, una verdadera tiburonera de corazón.

A Chyntia de la Unidad Académica de Mazatlán por ayudarme en el laboratorio durante el análisis de los elementos químicos y a Martin Soto.

A mi familia, que la quiero con locura y no puedo ser más afortunada y estar más agradecida por tener a todxs ellxs en mi vida, incluyendo a mis dos gatitas hermosas.

A mis amigas de toda la vida, que por más kilómetros que nos separen siempre me apoyan y están ahí ¡Betius, Lauu y Anni, us estimo infinit DIVIS!

Y, por último, pero no por ello menos importante, a mi querido México lindo, su gente, sus costumbres, su gastronomía, su clima, sus playas, sus ecosistemas, su flora y sobre todo a su biodiversidad marina que me ha dejado tan maravillada y que espero volver a sentir conmigo muy pronto.



10. ANEXO

Relación entre la especie de tiburón asociado a la concentración de los elementos

Tabla 15. Resultados de la prueba U de Mann-Whitney (significancia asintótica, bilateral) entre las 3 especies para cada elemento con valores significativos tras aplicar Kruskal-Wallis.

ρ -valor	Hg	Cd	As	Se	Cr	V	Mn
<i>P.glauca</i>	0.000	0.003	0.058	0.069	0.028	0.425	0.021
<i>C.falciformis</i>							
<i>P.glauca</i>	0.056	0.000	0.000	0.000	0.734	0.008	0.038
<i>A.pelagicus</i>							
<i>C.falciformis</i>	0.003	0.004	0.000	0.000	0.005	0.074	0.000
<i>A.pelagicus</i>							

Relación del sexo asociado a la concentración de cada elemento

P.glauca

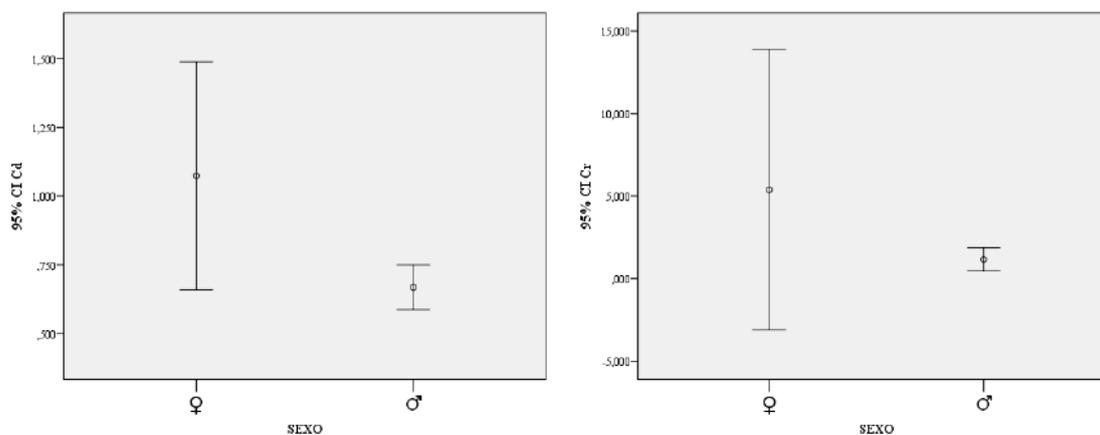


Figura 14.a. Diferencias significativas entre sexos para Cd y Cr (mg/kg p.h.) en *P.glauca*, Prueba estadística: para Hg t-medias y para el resto de elementos Kruskal-Wallis y *post hoc* (U de Mann-Whitney) con un 95% de confianza.



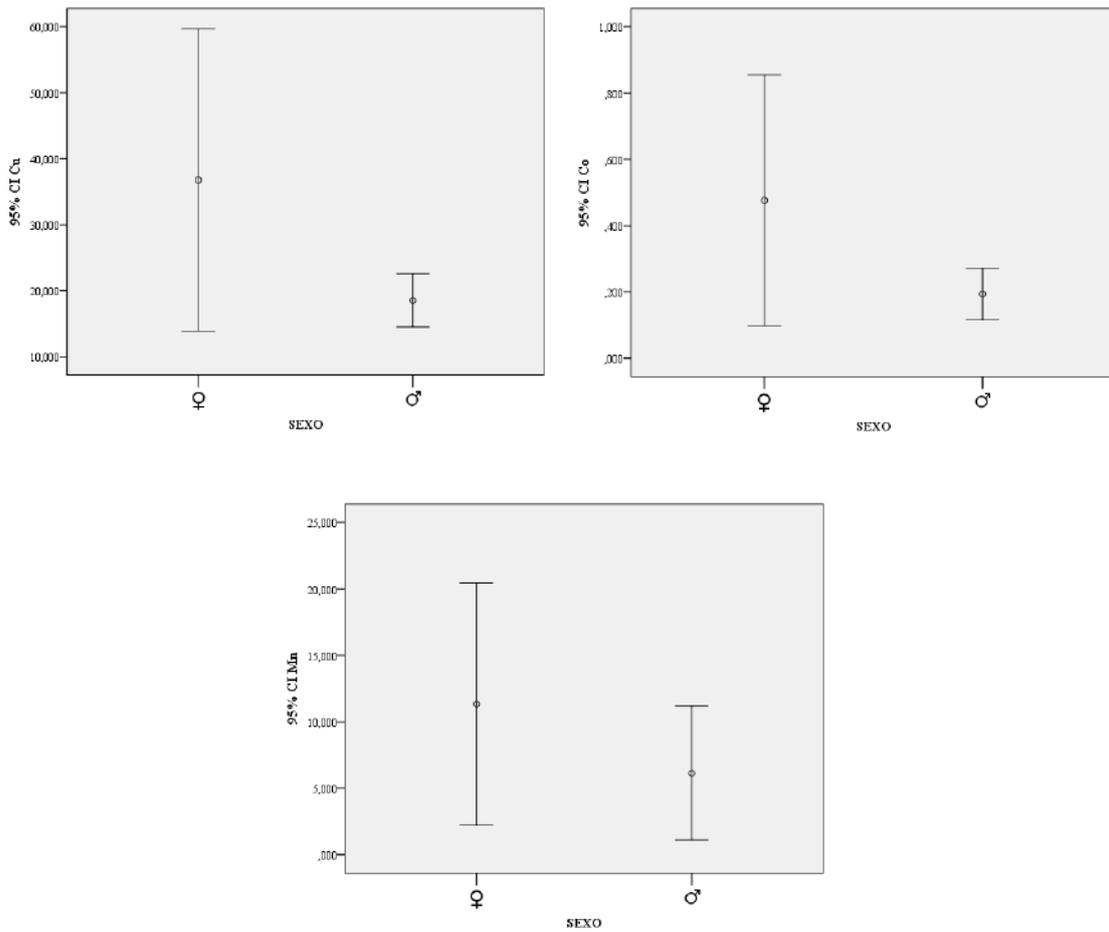


Figura 14.b. Diferencias significativas entre sexos para Cu, Cd y Mn (mg/kg p.h.) en *P. glauca*, Prueba estadística: para Hg t-medias y para el resto de elementos Kruskal-Wallis y *post hoc* (U de Mann-Whitney) con un 95% de confianza.

A. pelagicus

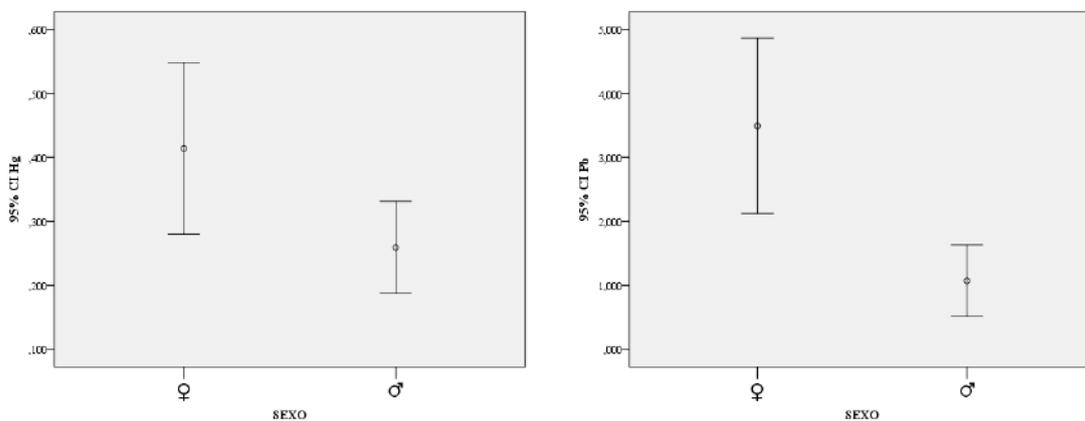


Figura 15.a. Diferencias significativas entre sexos para Hg y Pb (mg/kg p.h.) en *A. pelagicus*. Prueba estadística: Kruskal-Wallis y *post hoc* (U de Mann-Whitney) con un 95% de confianza.



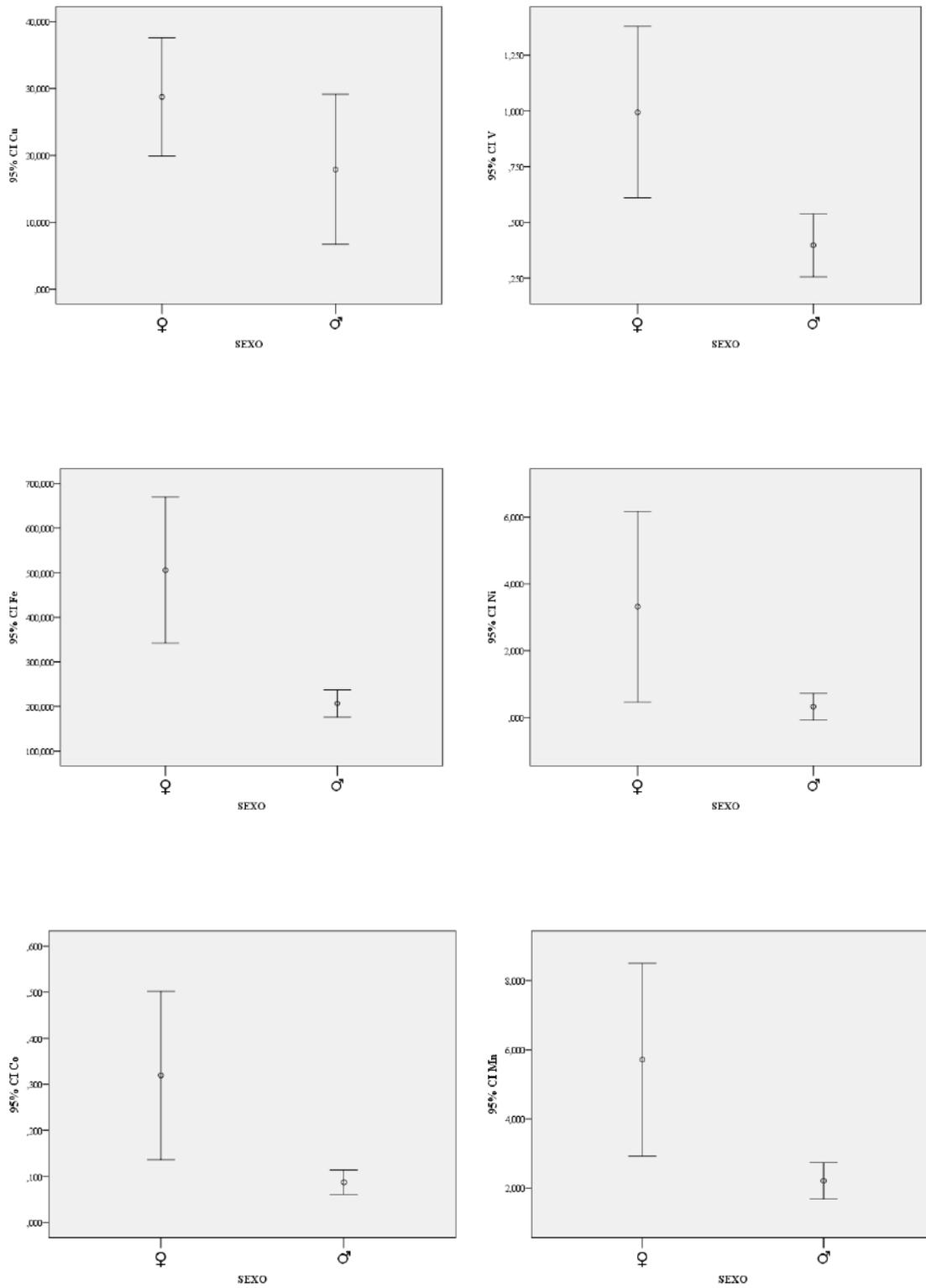


Figura 15.b. Diferencias significativas entre sexos para Cu, V, Fe, Ni, Co y Mn (mg/kg p.h.) en *A. pelagicus*. Prueba estadística: Kruskal-Wallis y *post hoc* (U de Mann-Whitney) con un 95% de confianza.



El Dr. Marco Agustín Liñán Cabello, Profesor /Investigador Titular B en la Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, México. Miembro del Sistema Nacional de Investigadores Nivel 1.

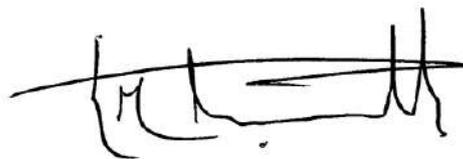
La Bióloga Marina Clara Calatayud Pavía y directora de la Fundación México Azul.

CERTIFICAN:

Que la memoria presentada por la Graduada en Ciencias Biológicas Sara Álvaro Berlanga, titulada “Elementos químicos en tejido muscular de tres especies de tiburón, *Prionace glauca*, *Carcharhinus falciformis* y *Alopias pelagicus* en la costa de Manzanillo, Colima, México” ha sido realizado bajo su dirección y consideran que reúne todas las condiciones de calidad y rigor científico requeridas para optar a su presentación como Trabajo de Fin de Máster, en el Máster Oficial de Postgrado de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación de la Universidad de la Laguna, curso 2018/2019.

Y para que así conste y surtan los efectos oportunos, firman el presente informe favorable en San Cristóbal de La Laguna y México a 10 de Septiembre de 2019.

Fdo. Dr.Marco Agustin Liñan- Cabello



Fdo. Clara E. Calatayud Pavía

