



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

**ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN EL
TIBURÓN PILOTO *Carcharhinus falciformis* Y SUS PRESAS
EN LA COSTA SUR DE JALISCO**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS**

PRESENTA

CHRISTIAN VEGA BARBA

LA PAZ, B.C.S., JULIO 2018



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

SIP-14 BIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 08 del mes de Junio del 2018 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

"ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN EL TIBURÓN PILOTO
***Carcharhinus falciformis* Y SUS PRESAS EN LA COSTA SUR DE JALISCO"**

Presentada por el alumno:

VEGA	BARBA	CHRISTIAN
Apellido paterno	materno	nom bre(s)

Con registro:






B	1	6	0	9	7	5
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

MAESTRIA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

 Directores de Tesis <hr/> DRA. ANA JUDITH MARDOLENO RODRIGUEZ Directora de Tesis	 <hr/> DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA 2º. Director de Tesis
 <hr/> DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA	 <hr/> DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
 <hr/> M. en C. BERNABÉ AGUILAR PALOMINO	

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES



DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO



I.P.N.
 CICIMAR
 DIRECCIÓN



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 26 del mes de Junio del año 2018

El (la) que suscribe BM. CHRISTIAN VEGA BARBA Alumno (a) del Programa

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro B160975 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRÍGUEZ Y DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

y cede los derechos del trabajo titulado:

"ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN EL TIBURÓN PILOTO

Carcharhinus falciformis Y SUS PRESAS EN LA COSTA SUR DE JALISCO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la

siguiente dirección: cristian_veg@hotmail.com - amarmole@ipn.mx.com -
paezos@ola.icmyl.unam.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

BM. CHRISTIAN VEGA BARBA

Nombre y firma del alumno

DEDICATORIA

A mi madre Judith Barba Oropeza, y a mi padre Jesús Oscar Vega Aguilar, por darme la vida y hacerme posible este gran viaje llamado vida.

A toda mi familia, que siempre estuvo apoyándome.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN, al laboratorio de Ecología de Peces, por el apoyo para la realización del presente trabajo de tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y al Instituto Politécnico Nacional (BEIFI, SAI) por el apoyo económico otorgado a través de las becas.

A mis directores de tesis Dra. Ana Judith Marmolejo y al Dr. Federico Páez Osuna, quienes con su guía, consejos, apoyo y financiamiento lograron que se llevara a término este proyecto.

A mi comité revisor Dr. Felipe Galván Magaña, Dr. Alberto Sánchez González y M.C. Bernabé Aguilar Palomino, por su apoyo y acertadas observaciones en la elaboración de esta tesis, las cuales ayudaron a mejorarla y complementarla.

Al laboratorio del Dr. Federico Páez Osuna (ICMYL UNAM) quienes me permitieron analizar las muestras de la presente tesis.

Al Qco. Humberto Bojórquez Leyva por sus consejos e invaluable apoyo en el procesamiento de las muestras; muchísimas gracias.

Asimismo a Magda Mendoza y al personal administrativo del CICIMAR por la ayuda en la gestión y trámites de los apoyos económicos y a Susana Cárdenas y Roberto Aguilera por su ayuda en el área de informática.

Al proyecto de tiburones y rayas de la costa de Jalisco (UDG) quienes me ayudaron a obtener mis muestras.

A todos los miembros del laboratorio de Ecología de peces, quienes fueron parte fundamental por todo el apoyo brindado.

INDICE	I
GLOSARIO	V
ABSTRACT	VI
RESUMEN	VII
1. INTRODUCCION	1
1.1. Antecedentes	2
1.1.2. Intoxicaciones masivas por metales pesados	2
1.1.3. Estudios ecotoxicológicos con depredadores tope	3
2. JUSTIFICACIÓN	5
3. OBJETIVOS	7
4. MATERIAL Y MÉTODOS	7
4.1. Área de estudio	7
4.2. Trabajo de campo	8
4.2.1. Muestreo en músculo, hígado y aleta de tiburón piloto	8
4.2.2. Identificación del sexo y estadio de madurez	9
4.2.3. Contenido estomacal	9
4.2.3.1 Identificación de presas	9
4.3. Trabajo de laboratorio	10
4.3.1. Análisis de Hg, Cd y Cu en músculo, hígado y aleta de tiburón	10
4.3.1.2 Preparación de muestras	10
4.3.1.2.1 Liofilización	10
4.3.1.2.2 Homogenización y digestión de muestras	11
4.3.1.2.3 Lectura de muestras	11
4.3.1.2.4. Límites de la NOM	12
4.4. Validación de los métodos analíticos	13
4.4.1 Análisis estadísticos	13
4.4.2 Factor de biomagnificación	14
4.5 Evaluación del riesgo para la salud	14
5. RESULTADOS	15
5.1 Datos generales	15
5.2. Niveles de Cd, Hg y Cu en músculo, hígado y aleta de tiburón piloto y su comparación con los límites de la NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018)	15
5.3. Concentraciones de Hg, Cd y Cu y su correlación entre sexos, tejidos, madurez sexual y la longitud total de los organismos analizados	19
5.3.1. Matriz de correlación de Hg, Cd y Cu con los tejidos músculo, hígado y aleta	21
5.4. Factor de biomagnificación de Hg, Cd y Cu a través de su contenido estomacal y sus presas principales	25
5.5. Evaluación de riesgos para la salud	28
6. DISCUSION	28

6.1. Niveles de Hg, Cd y Cu en músculo hígado y aleta de <i>C. falciformis</i> comparado con otros estudios.	29
6.1.2. Músculo	31
6.1.3. Hígado	32
6.1.4. Aleta	33
6.2. Bioacumulación de Hg, Cd y Cu en <i>C. falciformis</i> de la costa central del Pacífico Mexicano	33
6.2.1. Bioacumulación de Hg y su comparación con otros estudios	33
6.2.2. Bioacumulación de Cd y su comparación con otros estudios	34
6.2.3. Bioacumulación de Cu y su comparación con otros estudios	35
6.3. Biomagnificación de Hg, Cd y Cu a través de las presas principales del contenido estomacal de <i>C. falciformis</i>	35
6.3.1. Biomagnificación de Hg y su comparación con otros estudios	35
6.3.2. Biomagnificación de Cd y su comparación con otros estudios	35
6.3.3. Biomagnificación de Cu y su comparación con otros estudios	36
7. CONCLUSIONES	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Area de estudio. Costa del Estado de Jalisco, México, desde Bahía Chamela a Bahía Navidad	8
Figura 2. Proceso de secado de muestras en la liofilizadora (LABCONO)	10
Figura 3. Digestión de muestras en recipientes savillex en placas a 130°C	11
Figura 4. Espectrofotómetro de absorción atómica (Varian SpectrAA 220)	12
Figura 5. Concentraciones de Hg en el músculo, hígado y aleta de <i>C. falciformis</i>	17
Figura 6. Concentraciones de Cd en el músculo, hígado y aleta de <i>C. falciformis</i>	18
Figura 7. Concentraciones de Cu en el músculo, hígado y aleta de <i>C. falciformis</i>	19
Figura 8. Correlación entre las concentraciones de Hg, Cd y Cu en músculo y la longitud total (LT) de <i>C. falciformis</i>	22
Figura 9. Correlación entre las concentraciones de Hg, Cd y Cu en hígado y la longitud total (LT) de <i>C. falciformis</i>	23
Figura 10. Correlación entre las concentraciones de Hg, Cd y Cu en aleta y la longitud total (LT) de <i>C. falciformis</i>	24
Figura 11. Concentraciones de Hg en presas del contenido estomacal de <i>C. falciformis</i>	25
Figura 12. Concentraciones de Cd en presas del contenido estomacal de <i>C. falciformis</i>	26
Figura 13. Concentraciones de Cu en presas del contenido estomacal de <i>C. falciformis</i> .	27

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resultados de los elementos medidos para validar los métodos mediante la validación de estándares de referencia certificados DORM4 y DOLT5 que corresponden a músculo e hígado de pez, respectivamente	13
Tabla 2. Longitud y peso de <i>C. falciformis</i> , hembras y machos, juveniles y adultos recolectados en la costa de Jalisco	15
Tabla 3. Contenidos de Hg, Cd, y Cu. Rangos, promedio, desviación estándar, en juveniles y adultos, machos y hembras de <i>C. falciformis</i>	21
Tabla 4. Correlaciones entre las concentraciones de Hg, Cd y Cu en músculo, hígado, aleta, longitud total (LT) y peso de <i>C. falciformis</i>	25
Tabla 5. Concentraciones promedio de Hg, Cd y Cu de presas, así como el factor de biomagnificación (FB) en músculo, hígado y aletas de <i>C. falciformis</i> .	28
Tabla 6. Comparación de las concentraciones de Hg, Cd, y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) con otros estudios nacionales e internacionales	30-31

GLOSARIO

Bioacumulación: es el proceso por el cual una concentración química es incrementada en un organismo acuático comparada a la del agua y debido a la captura por todas las rutas incluyendo la absorción a través de la dieta, transporte a través de las superficies respiratorias y por vía dérmica (Mackay y Fraser, 2000).

Bioconcentración: se refiere al promedio de la acumulación neta de un contaminante en un organismo pero que procede solamente desde el agua; ocurre vía la superficie respiratoria, piel u otros tejidos externos, y resulta generalmente en un incremento en la concentración del contaminante en cuestión, siendo mayor en el organismo que en el agua (Mackay y Fraser, 2000).

Biomagnificación: es referida como un caso especial de la bioacumulación en el cuál la concentración química en el organismo excede a la de la dieta (presa) de dicho organismo (Mackay y Fraser, 2000).

Biotransformación: se refiere a la transformación mediada biológicamente de una sustancia química a otra, que involucra a la catálisis enzimática y, como una consecuencia puede estar sujeta a saturación cinética e inhibición competitiva (Newman y Unger, 2003).

Concentración: proporción de contaminante que se encuentra presente en un medio que por lo general es expresado en unidades de masa como micro o nanogramos, fraccionando a una unidad de masa mayor como gramos o kilos ($\mu\text{g kg}^{-1}$; ng g^{-1}) (Glosario de términos calidad del aire, 2010).

Enfermedad de Minamata: efectos neurotóxicos provocados por la intoxicación a través del mercurio, nombrada así, por ser Minamata el lugar donde se registró por primera vez. (DiGiulio & Hinton, 2008).

Material de referencia certificado: muestra pre-homogeneizada con las concentraciones de cada contaminante certificadas que se analiza para evidenciar y comparar los resultados obtenidos con los de la organización certificadora. Esto con el fin de corroborar el correcto funcionamiento de los aparatos y poder validar la metodología empleada (Flores-Lozano, 2006).

Metales pesados: grupo de elementos que se caracterizan debido a que poseen propiedades metálicas y una densidad superior a 5.0 g cm^{-3} , por lo que su densidad es por lo menos cinco veces mayor que la del agua. (Sengupta, 2002).

Metales traza: Denominados así por encontrarse en bajas concentraciones (<0.05 y $50 \mu\text{M}$) en el agua de mar, y en sedimento $< 0.1\%$ (IUPAC, 1993; Libes, 2009).

Metilmercurio (CH_3Hg): Es un compuesto orgánico que se forma a partir de mercurio, considerada como la forma más tóxica de todos sus componentes. Se forma de la unión del mercurio con un radical metil ($\text{CH}_3\cdot$). (Manahan, 1992).

Nivel trófico: posición en la que se encuentra un determinado organismo en la cadena trófica, dicha posición se clasifica mediante la manera por la cual obtiene su energía. (Gerking, 1994).

ABSTRACT

Potentially toxic elements (PTE) in the marine environment are a risk problem that must be assessed, monitored and prevented in all fishing locations, and inclusive in those areas of conservation and protected. Moreover, ecotoxicological studies are necessary to ensure that the permissible limits of these PTE in organisms for human consumption are appropriate. The objectives of this study are to determine the levels of Hg, Cd and Cu in muscle, liver, fin of the silky shark adults and juveniles, from the artisanal fishery of Barra de Navidad, Jalisco for the period 2012-2016. Samples from 43 organisms were lyophilized and digested in nitric acid for analysis in an atomic absorption equipment and the results were validated with certified reference materials. The tissue with the highest concentration of Hg, Cd and Cu average were (on humid weight basis, p.h.) the liver ($5.53 \pm 12 \mu\text{g g}^{-1}$), ($93.86 \pm 198 \mu\text{g g}^{-1}$) and ($67.2 \pm 188 \mu\text{g g}^{-1}$) respectively. 9% (Hg) and 27% (Cd) of the muscle samples in the organisms analyzed exceeded the maximum permissible limits of the Mexican norm (NOM-242-SSA1, 2009). The results of Hg, Cd, and Cu in the liver were significantly and positively correlated ($r=0.35$, $p=0.002$; $r=0.62$, $p<0.001$; $r=0.60$, $p<0.001$, respectively) with the total length of the shark. In the muscle, only the Cd showed a significant correlation ($r=0.61$, $p<0.001$) with length. Significant differences were observed between juveniles and adults in the concentrations of Hg and Cd in the liver. The correlations between Cd:Hg, Cd:Cu, Hg:Cu, were positively significant only in the liver ($p<0.001$). The presence of the bioaccumulation of Hg, Cd and Cu in the liver of the organisms coincides with the results of works for this and other species of top predators.

RESUMEN

Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) en el medio marino constituyen un riesgo problemático que debe evaluarse, controlarse y prevenirse en los lugares de pesca e incluso en aquellos que se consideran áreas de conservación o protegidas. Los estudios ecotoxicológicos son necesarios para garantizar que se cumplan los límites permitidos de estos EPT en organismos para el consumo humano. El objetivo de este estudio es determinar los niveles de Hg, Cd y Cu en músculo, hígado y aleta de los tiburones piloto adultos y juveniles de la pesquería artesanal de Barra de Navidad, Jalisco. Se obtuvieron las muestras de tejidos de 43 tiburones durante el período 2012-2016. Las muestras fueron liofilizadas y digeridas con ácido nítrico concentrado para su análisis en un equipo de absorción atómica. Los resultados fueron validados con material de referencia certificado. El tejido con la mayor concentración promedio fue el hígado con niveles de Hg (con base a peso húmedo, p.h.) de $5.5 \pm 12.2 \mu\text{g g}^{-1}$; Cd, $93.9 \pm 198.6 \mu\text{g g}^{-1}$; y Cu, $67.2 \pm 187.5 \mu\text{g g}^{-1}$. El porcentaje de muestras de cada elemento que excedió el límite máximo permisible de la norma Mexicana (NOM-242-SSA1, 2009) fue de 9% para el Hg y de 27% para el Cd del músculo de los organismos analizados. Los resultados de Hg, Cd y Cu en el hígado fueron correlacionados con la longitud total del tiburón ($r=0.35$, $p=0.002$; $r=0.62$, $p<0.001$; $r=0.60$, $p<0.001$, respectivamente). En el músculo, solo el Cd mostró una correlación significativa ($r=0.61$; $p<0.001$) con la longitud. Se observaron diferencias significativas entre juveniles y adultos en las concentraciones de Hg y Cd en el hígado. Las correlaciones entre Cd:Hg, Cd:Cu, Hg:Cu, fueron positivas y significativas sólo en el hígado ($p<0.001$). La presencia de bioacumulación de Hg, Cd y Cu en el hígado de los organismos estudiados, coincide con los resultados de otros estudios en esta especie.

1. INTRODUCCIÓN

Los metales pesados se conocen por su densidad ($\geq 5 \text{ g cm}^{-3}$), propiedades químicas, peso atómico y toxicidad. Dentro de este grupo de metales, el mercurio (Hg) y cadmio (Cd) son algunos de los metales no esenciales para la vida, sin función biológica conocida y, además, son altamente contaminantes y tóxicos (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007; Gaioli *et al.*, 2012; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2013). La toxicidad de los metales depende de factores fisicoquímicos (salinidad, temperatura, pH, dureza) y biológicos (talla, edad, madurez y hábitos alimenticios) (Páez-Osuna, 2005; Mendoza-Díaz *et al.*, 2013). El cobre (Cu) es un micronutriente esencial para el crecimiento de los seres vivos, sin embargo, este sólo es necesario en concentraciones muy bajas (traza). Elevadas concentraciones de Cu, pueden producir efectos tóxicos para las células de los organismos, ya que altera las funciones enzimáticas, generando daños en macromoléculas y estrés oxidativo (Gaete *et al.*, 2010).

En la naturaleza el Hg, Cd y Cu, se encuentran presentes como resultado de procesos naturales como vulcanismo, la desgasificación de la corteza terrestre, fuentes hidrotermales, surgencias costeras, actividad de microorganismos, plantas y la erosión de suelos y rocas. Así como también por fuentes antropogénicas, principalmente por la quema de combustibles fósiles como carbón, gas, petróleo, actividad agrícola, minerales tratados y reciclados (Albert, 2005; Martelli *et al.*, 2006; Sepúlveda-Gallego *et al.*, 2006; Navarro-Aviñó *et al.* 2007; Escobar-Sánchez, 2010; Frías-Espericueta *et al.*, 2010). En el caso del mercurio, estas fuentes representan el 85% liberado por causas humanas y el 25 % es producto de las emisiones causadas por las industrias cloro-alcálicas, instrumental médico, termostatos, cementeras, tratamientos de desecho, vertederos, cremación y pinturas (Gaioli *et al.*, 2012). El Cd no se encuentra libre en la naturaleza. La greenockita (CdS) es el único mineral de Cd, pero está muy asociado al Zn y se obtiene como subproducto de la fundición y refinamiento de minerales de Zn. El Cu se encuentra más abundante en agua marina y en sedimentos (en agua marina 3 mg L^{-1} y en la corteza terrestre 14.3 mg kg^{-1}), que el Hg y el Cd en zonas costeras (en agua de mar están en concentraciones ultra traza $<1 \text{ nM}$; y en la corteza terrestre $56 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ y 0.102 mg kg^{-1} respectivamente) (Wedepohl, 1995). En el sedimento marino puede estar formando óxidos, sulfuros y otros minerales. Es esencial para organismos y se puede encontrar mayormente en organismos filtradores, así como también en peces, moluscos y crustáceos, los cuales son presas para los tiburones.

La bioacumulación de Hg, Cd y Cu en los tejidos y órganos de elasmobranchios, es debida a que los organismos absorben el elemento más rápido de lo que sus cuerpos lo pueden eliminar (Gray, 2002; Escobar-Sánchez, 2010; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014; Overjordet *et al.*, 2014; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015) y se biomagnifican incrementando su concentración a través de la cadena trófica (Villanueva *et al.*, 1998; Plessi *et al.* 2001; Manjarrez-Paba *et al.* 2008; Valavanidis y Vlachogianni, 2010; Escobar-Sánchez, 2010; Escobar-Sánchez *et al.*, 2011; Ordiano-Flores *et al.* 2011; Schneider *et al.*, 2015).

La bioacumulación de estos metales pesados en diversas especies de tiburones, es un tema de preocupación científica debido a la longevidad de los organismos (tiempo de exposición), resistencia ante los procesos de biodegradación y los efectos dañinos a corto y largo plazo que pueden causar en los organismos y en sus consumidores (Gaioli *et al.*, 2012; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2013). Por tanto, son necesarios los estudios sobre bioacumulación y biomagnificación de EPT en especies de consumo humano.

1.1. Antecedentes

1.1.2. Intoxicaciones masivas por metales pesados

La enfermedad de Minamata, fue una de las primeras enfermedades causadas por el consumo de organismos marinos contaminados por metales pesados. Esta enfermedad fue derivada de los desechos de la empresa industrial llamada “Planta Chisso”, productora de fertilizantes químicos, resinas sintéticas, y químicos industriales. El problema surgió debido a que la empresa utilizaba demasiados productos químicos, y estos eran desechados directamente en la bahía de Minamata. El primer reporte de esta enfermedad fue en 1953 (Harada, 1975), fue llamada así por ser en Minamata, Japón. Los productos marinos de esta zona, presentaban altas concentraciones de Hg (5.61 a 35.7 $\mu\text{g g}^{-1}$, peso húmedo (p.h.) Así mismo, los habitantes presentaron niveles máximos de 705 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Minamata Disease Research Group, 1968). De los 2252 pacientes reportados con la enfermedad, 1368 han muerto (Eto, 2000).

Otros casos de intoxicación masiva registrados son por metil mercurio, (>80 % del mercurio total está en forma de metil mercurio) en Niigata, Japón. Este suceso fue resultado

de la contaminación del río Agano, misma que se generó debido al aporte de agua residual sin tratamiento, proveniente de una fábrica productora de acetaldehído. En esta intoxicación murieron alrededor de 338 personas (Eto, 2000). Por otra parte, en Irak se originó una contaminación por el uso de fungicidas con metil mercurio durante 1972. La población fue intoxicada por la ingesta de cereales tratados con organoclorados (León-Pérez y Pañuela-Mesa, 2011).

El cadmio también ha sido causante de intoxicaciones masivas. Una de las más importantes fue en Japón durante la segunda guerra mundial. Esta se debió al consumo de arroz y aguas contaminadas. La enfermedad fue denominada Itai-itai afectando la calcificación de los huesos, principalmente la columna vertebral (Nogowa et al., 1993).

No existen publicaciones sobre muerte por exceso de Cu a causa del consumo de peces contaminados. Sin embargo, se sabe que el Cu puede producir intoxicaciones en humanos (Suttle, 2002), en peces (Welch *et al.*, 1989; Hebel *et al.*, 1997) y la muerte en larvas de camarón (Scelzo, 1997).

1.1.3. Estudios ecotoxicológicos con depredadores tope

Después de las intoxicaciones masivas, hubo una alerta mundial y la comunidad científica empezó a estudiar y evaluar la situación de la contaminación por metales pesados en los ecosistemas y se han realizado diversos estudios de análisis de metales pesados en depredadores tope alrededor del mundo. Adams y McMichael (1999) trabajaron con el músculo de cuatro especies de tiburones (*Carcharhinus leucas*, *C. limbatus*, *Rhizoprionodon terraenovae* y *Sphyrna tiburo*) de la costa de Florida, EUA. Entre sus resultados destaca que el 60% de los organismos analizados, sobrepasan las recomendaciones establecidas por el Estado de Florida ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) y el 12% excede los $1.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h. de Hg. Las concentraciones de Hg en las cuatro especies estuvieron relacionadas con las tallas. Por otra parte, en las costas de sureste de Brasil, Lacerda et al. (2000) midieron los niveles de Hg en el músculo de tres especies de tiburones (*Rhizoprionodon lalandei*, *R. porosus* y *Mustelus higmani*). A pesar de que las tres especies presentan valores por debajo de los límites máximos permisibles por la FDA y EC ($1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.), estos mostraron una correlación significativa con la talla, lo que indica un efecto de bioacumulación en los organismos. El Hg presente en el músculo, hígado, riñón, cartílago, branquias y cerebro de tres especies de

elasmobranquios pelágicos (*Etmopterus princeps*, *Centroscymnus coelolepis*, e *Hydrolagus affinis*) en tres puntos de muestreo del Océano Atlántico, se registraron concentraciones en el músculo superiores al límite máximo permisible para peces de los Estados Unidos de América ($0.3 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) (Newman et al., 2011).

Existen pocos estudios en los que se analice los niveles de metales pesados en aleta de tiburón. Bon-Man et al. (2014) analizaron los niveles de mercurio de aletas de tiburón recolectadas en mercados de cinco ciudades de China. Ninguna de las muestras superó los límites máximos internacionales ($1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.). Sin embargo, no se pudo determinar de qué especies fueron las aletas analizadas.

O'Bryhim et al. (2017), en Isla Santa Catalina, analizaron los niveles de Hg en diversas regiones musculares, así como aleta, hígado y riñón de *C. falciformis*. Registrando concentraciones por arriba de los límites marcados por la norma oficial Mexicana ($1.0 \mu\text{g g}^{-1}$) NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018). Las concentraciones en las distintas regiones musculares, no mostraron diferencias significativas.

Bodin et al. (2017) realizaron un estudio en el océano Índico. Midieron los niveles de Hg en *C. falciformis*, encontrando niveles en músculo ($0.2 \pm 0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) muy por debajo de los límites máximos permisibles. En contraste, Kiska et al. (2015), también analizó los niveles de Hg en *C. falciformis* en el Océano Índico, registraron valores ($2.4 \pm 2.1 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) superiores a los límites máximos permisibles.

El territorio mexicano, no está exento de esta clase de estudios. Existe un estudio realizado por Rodríguez-Gutiérrez (2016) en el Golfo de Tehuantepec, en el cual analiza las concentraciones de Hg en el músculo de *C. falciformis*. Sus resultados registran niveles muy por debajo ($1.0 \mu\text{g g}^{-1}$) de la NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018)

En el Océano Pacífico también se han registrado altas concentraciones de Hg en el tejido de tiburones. Maz-Courrau et al. (2011), analizó los niveles de Hg en el músculo de cuatro especies de tiburón. Las especies fueron *Sphyrna lewini* ($1.16 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.), *Carcharinus falciformis* ($1.40 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.), *Prionace glauca* ($1.57 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.), *Isurus oxyrinchus* ($1.01 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.). *P. glauca* fue la especie con valores más elevados y la presa *Scomber japonicus* fue la que presentó los mayores niveles de Hg ($0.57 \pm 0.02 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.). Del mismo modo, Hurtado et al. (2012) analizaron el Hg total en músculo e hígado de tiburones de las costas de Sonora

y Sinaloa (*Sphyrna lewini* $0.82 \pm 0.33 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h. y *Rhizoprionodon longurio* $0.92 \pm 1.03 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.). Sus resultados indican que el 7% de los organismos sobrepasan los límites máximos permisibles de consumo de $1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h. de Hg establecidos por la NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018) y $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h. establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1990). Las concentraciones en el hígado fueron menores a las encontradas en el músculo.

Otros trabajos se han realizado para el Golfo de California y Baja California Sur. García-Hernández et al. (2007) analizó el Hg en diversas especies de tiburones y rayas. Una de sus especies fue *C. falciformis*, los resultados para esta especie no sobrepasaron los límites máximos permisibles. Por otro lado, *S. zygaena* ($8.25 \pm 9.05 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.), *Carcharhinus limbatus* ($3.78 \pm 1.24 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) y *A. pelagicus* ($1.30 \pm 1.20 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) sí presentaron concentraciones mayores que los límites máximos permisibles por la NOM-242-SSA-2009 (DOF, 2018).

Para las costas de Baja California Sur, Maz-Courrau et al. (2011) registraron los niveles de mercurio total para cuatro especies de tiburones, ellos encontraron que *C. falciformis* presentó la mayor acumulación de mercurio la cual superó el límite máximo permisible para consumo humano ($1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018)

Cadena-Cárdenas (2004), analizó el tejido muscular de los tiburones (*C. limbatus*, *C. falciformis*, *P. glauca*, *S. zygaena*, *S. lewini* y *Alopias pelagicus*) y de los teleósteos (*Thunnus albacares*, *Coryphaena hippurus* e *Istiophorus platypterus*) en diversos sitios de muestreo del alto y bajo Golfo de California, determinando que los valores observados en las muestras de tiburón son más altas que las de los peces óseos. No se presentó relación entre la talla y los niveles de Hg.

El único estudio donde se registran los niveles de Cd en *C. falciformis* es el de Terrazas-López et al. (2016), el cual se realizó en las costas de Baja California Sur. Ellos mencionan que encontraron niveles muy elevados en hígado ($529.6 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) y músculo ($0.37 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.)

2. JUSTIFICACIÓN

Los tiburones son depredadores tope que juegan un papel muy importante en el intercambio de energía en la cadena trófica, ya que regulan la abundancia y distribución de otras poblaciones como peces, cefalópodos, crustáceos y mamíferos marinos (Cortés, 1999; Stevens *et al.*, 2000; Escobar-Sánchez, 2011).

La especie *C. falciformis*, conocido como tiburón sedoso o piloto pertenece a la familia Carcharhinidae. Presenta una distribución geográfica muy amplia, en áreas tropicales alrededor del mundo. Su distribución en la parte oriental del Océano Pacífico, comprende desde las costas de California hasta Perú. Puede presentar tanto hábitos oceánicos como costeros, dependiendo su estado ontogénico. Suele habitar en la zona oceánica hasta los 500 m de profundidad, aunque también se ha observado en zonas costeras a partir de los 18 m (Compagno, 1990).

Dentro de las especies de elasmobranquios más explotadas, *C. falciformis* representa una de las especies importantes en las pesquerías tropicales (Compagno, 1984) y la más frecuente de las especies reportadas como pesca incidental en diversas pesquerías oceánicas, como la de atún y pez espada (Au, 1991, FAO, 2006). En el Pacífico Mexicano, es la especie más capturada por la pesquería artesanal ocupando el 51% de la producción de tiburones (FAO, 1998; UICN, 2003; DOF, 2004, Ramírez-Amaro *et al.*, 2013). Esta especie presentó un decremento de un 50% en sus capturas entre los años 1993 y 2004 (Minami *et al.*, 2007). La especie *C. falciformis* se ha convertido en una especie vulnerable y casi amenazada a nivel mundial debido a sus altas capturas en el Océano Pacífico central y sureste, así como en el Océano Atlántico noroeste y centro-occidente (Dulvy *et al.*, 2008).

Debido a la escasez de estudios ecotoxicológicos en la zona costera del Pacífico Central Mexicano, a la aportación de metales pesados provenientes de zonas urbanas cercanas como Manzanillo, aportes de zonas agrícolas y zonas mineras (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2013), y debido a que los tiburones son una fuente importante de alimento del sector pesquero en México (SAGARPA, 2012), es indispensable conocer la concentración de metales pesados presente en el músculo de estos organismos y verificar si estos valores se encuentran dentro de los límites permisibles para el consumo humano.

3. OBJETIVO GENERAL

Determinar la concentración de Hg, Cd y Cu en músculo, hígado y aleta del tiburón piloto, así como la biomagnificación de estos elementos a través de sus presas en la costa sur de Jalisco.

Objetivos particulares

3.1. Analizar la concentración de Cd, Hg y Cu en músculo, hígado y aleta de tiburón piloto y verificar si esta se encuentra dentro de los límites permisibles de la NOM-242-SSA1, 2009.

3.2. Determinar la relación de la concentración de Cd, Hg y Cu entre individuos de diferente sexo, tejidos, madurez sexual y la longitud total de los organismos analizados.

3.3. Calcular el factor de biomagnificación de Cd, Hg y Cu a través de su contenido estomacal y sus presas principales.

3.4. Evaluación de riesgos para la salud.

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

La zona de estudio comprende desde Bahía Navidad, Jalisco, hasta La Bahía de Chamela (Fig. 1). Esta zona se caracteriza por la presencia de una plataforma continental que desciende abruptamente y es muy estrecha, de 8 a 10 km aproximadamente (Aguilar-Palomino *et al.*, 1996; Rodríguez *et al.*, 2001; González-Sansón *et al.*, 2010). La circulación oceanográfica ha sido catalogada de acuerdo a la temporalidad y sucesión a la que fluyen las corrientes superficiales del Pacífico Oriental. Wirtky (1966), menciona tres periodos, el primero se presenta de agosto a diciembre, cuando la corriente de Costa Rica se desarrolla e influye sobre la temperatura (23°C – 29 °C), el segundo cuando se debilita en invierno la corriente de Costa Rica y el tercero se caracteriza por un incremento de temperatura durante la primavera y el verano (Rodríguez *et al.*, 2001). El clima es cálido subhúmedo, hacia lo largo de la costa. La zona recibe descargas de afluentes provenientes de los ríos Cuitzmala, Purificación, Marabasco y Arroyo Seco durante la temporada de lluvias, entre junio y noviembre.

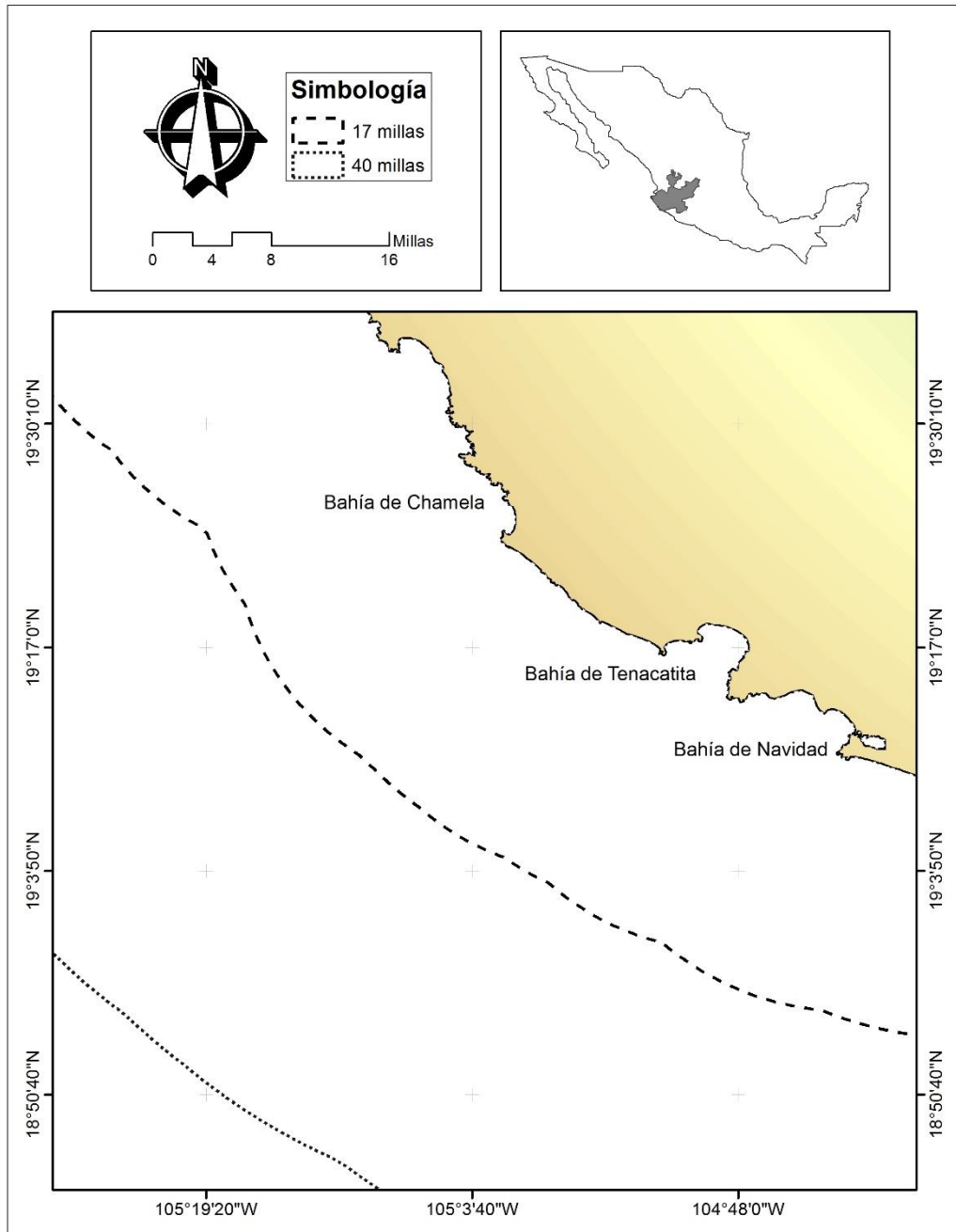


Figura 1. Área de estudio. Costa del Estado de Jalisco, México, desde Bahía Chamela a Bahía Navidad. La línea punteada es el área de captura de los tiburones, la más cercana a la costa es donde se capturan los juveniles (17 millas), la siguiente es el donde se capturan los adultos (40 millas).

4.2. Trabajo de campo

4.2.1. Muestreo de músculo, hígado y aleta de tiburón piloto

Las muestras de tejido de tiburón piloto se obtuvieron a partir de capturas incidentales en la pesca artesanal durante el periodo de marzo 2012 a junio 2016. La pesca se realizó mediante un palangre con monofilamento de polietileno compuesto de 100 a 400 anzuelos (J, N°5) y con una longitud de 5 km. El área de pesca se efectuó entre 5 y 25 millas náuticas de distancia a la costa y comprende desde Bahía de Chamela, hasta Bahía Navidad.

Las muestras se recolectaron mediante cortes al organismo con un bisturí. El tejido muscular se tomó de la parte dorsal de los organismos. Las muestras de hígado se obtuvieron de la parte central del hígado. La aleta utilizada fue la anal. Las muestras fueron de aproximadamente 10 g. Estos tejidos se almacenaron dentro de congeladores (-20 °C) en bolsas individuales con su respectiva etiqueta para ser analizados posteriormente.

4.2.2. Identificación del sexo, estadio de madurez

El sexo se determinó mediante la presencia (machos) o ausencia (hembras) de gonopterigios (órgano copulatorio). Los organismos mayores a 180 cm de longitud total (LT) fueron clasificados como adultos y los menores como juveniles (Hoyos-Padilla, 2003).

4.2.3. Contenido estomacal

El contenido estomacal se filtró a través de un tamiz de 0.1 mm de luz de malla, se separaron las diferentes especies-presa de acuerdo con el grupo taxonómico, identificándose hasta la menor categoría posible, dependiendo del estado de digestión de las presas. El peso se obtuvo con balanza analítica con precisión de ± 0.001 g.

4.2.3.1 Identificación de presas

Los peces se identificaron mediante su morfología externa, esqueleto axial y/o apendicular, utilizando las claves y trabajos específicos (Clothier 1950; Fischer et al., 1995) para el conteo de vértebras. Los crustáceos se identificaron por medio de sus exoesqueletos o por restos de estos utilizando las claves de Fischer et al. (1995). En cefalópodos, debido a la rápida digestión de las partes blandas de su cuerpo, la única estructura reconocible es el aparato mandibular comúnmente conocido como "pico", estructura que sirve para la identificación. Cabe destacar que las únicas presas que se tomaron en cuenta para el análisis, son las que

presentaron bajo grado de digestión (30%, aproximadamente). Se procedió a tomar 5 g de muestra de presas homogeneizadas, se congelaron y se almacenaron para su posterior análisis.

4.3. Trabajo de laboratorio

4.3.1. Análisis de Hg, Cd y Cu en músculo, hígado y aleta de tiburón

4.3.1.2 Preparación de muestras

Todos los utensilios que fueron utilizados para manipular las muestras en el laboratorio se lavaron de acuerdo a Moody y Lindstrom (1997) para evitar alteraciones en los resultados. Esencialmente consiste en un lavado normal con agua y jabón/detergente, luego un enjuague con agua purificada Milli-Q, un enjuague por 3 días en ácido clorhídrico 2 M, luego un enjuague en ácido nítrico 2 M, para finalmente dejar secar después de un enjuague con agua Milli-Q.

4.3.1.2.1. Liofilización

Se tomaron 5 g de cada muestra de músculo, hígado, aletas y presas, las cuales se secaron (deshidrataron) en una liofilizadora (LABCONCO) sobre los -49°C a 133×10^{-3} mBar durante un periodo de 72 h (Bergés-Tiznado et al. 2015). Todas las muestras se pesaron antes y después de ser liofilizadas utilizando una balanza analítica (± 0.001 g), esto para obtener el porcentaje de humedad y poder transformar los resultados finales de la concentración de cada metal con base a peso seco (p.s.) a peso húmedo (p.h.) con fines comparativos.



Figura 2. Proceso de secado en frío de muestras en liofilizadora LABCONCO.

4.3.1.2.2 Homogenización y digestión de muestras

Las muestras se homogenizaron mediante un mortero de teflón con pistilo y fueron almacenadas en un contenedor de plástico para su posterior digestión. La digestión se llevó a cabo colocando una alícuota de cada muestra (0.300 ± 0.003 g en p.s) en recipientes de teflón con tapa (Savillex), se les adicionó 5 mL HNO_3 (69.0-70.0 %) para “trace metals” (Baker instra-analyzed, J.T. Baker) y se colocaron en placas a 130°C durante 3 horas. Posteriormente se aforaron las muestras a 15 mL mediante agua milli-Q. (Ruelas-Inzunza *et al.* 2012).



Figura 3. Digestión de muestras en recipientes savillex colocados en placas a 130°C .

4.3.1.2.3 Lectura de muestras

Las lecturas de Hg, Cd y Cu se llevaron a cabo en un espectrofotómetro de absorción atómica Modelo Varian SpectrAA 220. Se utilizaron curvas de calibración antes de analizar cada elemento con el fin de obtener resultados confiables con base a la linealidad.



Figura 4. Espectrofotómetro de absorción atómica (Varian SpectrAA 220).

Para mercurio, se utilizó una solución de mercurio a 1.0 mg L^{-1} para preparar una curva de calibración en concentraciones de 0.005 , 0.010 , 0.015 , 0.020 y 0.025 mg L^{-1} . Las determinaciones de Hg se hicieron mediante un sistema de generador de vapor en frío a una longitud de onda la lámpara de 253.7 nm .

La lectura de Cd se efectuó acoplado un sistema de horno de grafito (modelo GTA 110) y empleando una lámpara de cátodo hueco a una longitud de onda de 228.8 nm . Se realizó por ejemplo para flama una curva de calibración a 0.5 , 0.1 , 0.25 y 1.0 mg L^{-1} de concentración utilizando una solución de cadmio de 25 mg L^{-1} .

La lectura de Cu se efectuó mediante el espectrofotómetro de absorción atómica equipado con el sistema de flama y horno de grafito dependiendo del nivel de concentración de las muestras. Se empleó una lámpara a 545 nm . Se realizó por ejemplo para flama una curva de calibración con 0.05 , 0.10 , 0.25 y 1.00 mg L^{-1} con una solución de Cu de 15 mg L^{-1} .

4.3.1.2.4. Límites de las normas oficiales

Los niveles de Cd, Hg y Cu obtenidos de las muestras, fueron comparados con los límites establecidos por la NOM-242-SSA1 2009 para productos pesqueros (DOF, 2018) Hg $\rightarrow 1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h., para Cd $\rightarrow 0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h. y para Cu no está considerado dentro de la norma

mexicana, por ello se comparó con normas internacionales; 10 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h. en Australia e India y 30 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h. en Nueva Zelanda (Nauen, 1983).

4.4 Validación de los métodos analíticos

Para la validación de la metodología se utilizaron dos materiales de referencia con concentraciones estándar y tres blancos cada 20 muestras analizadas, para corroborar y validar los resultados obtenidos durante el análisis. Los estándares de referencia certificados utilizados fueron el DORM-4 (Músculo de pez; NRC, 2018a) y DOLT-5 (Hígado de pez; NRC, 2018b). Los valores obtenidos y certificados de ambos estándares tuvieron porcentajes de recuperación aceptables (>90%), como se pueden ver en la Tabla 1. Los límites de detección para Hg, Cd y Cu estimados fueron 0.012 0.002, 0.10 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h., respectivamente.

Tabla 1. Resultado del análisis de los elementos cuantificados para validar el procedimiento analítico. Los resultados certificados y obtenidos del estándar DORM 4 corresponden a la proteína de pescado (NRC, 2018a) y los resultados certificados y obtenidos DOLT 5 corresponden al hígado del pez perro (NRC, 2018b).

	DORM 4	DORM 4	%	DOLT 5	DOLT 5	%
($\mu\text{g g}^{-1}$)	Certificado	Obtenido	Recuperación	Certificado	Obtenido	Recuperación
Hg	0.412 \pm 0.036	0.377	91.5	0.44 \pm 0.18	0.44	100.0
Cd	0.299 \pm 0.018	0.440	147.1	14.5 \pm 0.6	13.62	93.9
Cu	15.7 \pm 0.46	14.8	94.3	35 \pm 2.4	30.3	86.6

4.4.1. Análisis estadístico

Los datos de bioacumulación de mercurio se representaron en peso húmedo (p.h.) como promedios \pm desviación estándar ($\bar{x} \pm \text{DE}$). Se aplicaron pruebas de normalidad (test de Shaphiro Wilk) y homogeneidad de varianzas (test de Levene) a los datos de concentración de Cd, Hg, y Cu (Zar, 1999).

4.5.1.2 Correlación y diferencias entre las concentraciones de Cd, Hg y Cu; con respecto a la talla, sexo y madurez sexual de los organismos

Para identificar las correlaciones entre concentraciones de los elementos, con los tejidos y las tallas/sexo de los organismos, se utilizó estadística no paramétrica Spearman y Kruskal Wallis. Se aplicaron pruebas de comparación múltiple (test de Bonferroni) para identificar los grupos que marcan diferencias significativas. Los análisis se realizaron utilizando el programa Statistical 7.0 y SigmaPlot 12.0 con un valor de significancia del 95% ($p < 0.05$).

4.4.2 Factor de biomagnificación

Se determinó el factor de biomagnificación de Hg, Cd y Cu a partir de la relación en la concentración del metal entre los depredadores y sus presas mediante la fórmula propuesta por Gray (2002), la cual establece el incremento de la concentración entre los niveles tróficos siempre y cuando el factor de biomagnificación sea >1 . La presa debe poseer concentraciones inferiores que el depredador para que la biomagnificación pueda ser tomada en cuenta.

$$FB = \frac{[\text{Hg}] \text{ total del depredador}}{[\text{Hg}] \text{ total de la presa}}$$

Donde el Hg es la concentración de mercurio total en el depredador y la presa.

4.5 Evaluación del riesgo para la salud

Para dicha evaluación se calculó el Consumo Máximo de Pescado a la Semana por persona (CMPS):

$$CMPS = ESTP / [TMP_j]$$

Donde: ESTP es la Entrada Semanal Tolerable Permissible, TMP_j es el promedio de la concentración total del metal pesado (Hg, Cd, Cu) en el depredador. Para el metal total, el valor de ESTP es de $4.0 \mu\text{g semana}^{-1}$ por Kg^{-1} peso corporal.

Está restringido a 2.45 μg semana⁻¹ Kg⁻¹ por peso corporal para mujeres embarazadas o en lactancia, debido a que los fetos y niños menores a 10 años son más sensibles a la toxicidad de los metales (JECFA, 2010). El CMPS se expresa en gramos de pescado por persona (Kg peso corporal) a la semana (μg semana⁻¹ por Kg⁻¹ peso corporal).

5. RESULTADOS

5.1 Datos generales

Se obtuvieron 43 muestras de *C. falciformis*, de los cuales fueron 32 juveniles y 11 adultos, con tallas desde los 65 a 229 cm de LT. Los rangos del tamaño y de peso se presentan en la Tabla 2. La mayoría de los organismos eran juveniles y sólo aproximadamente un 20% fueron adultos.

Tabla 2. Longitud y peso de *C. falciformis*, en hembras y machos, juveniles y adultos capturados en la costa de Jalisco

	Número de muestras (n)	LT (cm)			Peso (kg)		
		Min	Max	Promedio \pm SDs	Min	Max	Promedio \pm SD
Juveniles							
Hembras	20	65	175	112 \pm 31	2.0	36.2	7.8 \pm 7.9
Machos	12	66	147	113 \pm 24	1.3	15.5	8.2 \pm 4.5
Adultos							
Hembras	4	198	229	215 \pm 13	49.9	63.3	56.7 \pm 9.4
Machos	7	189	221	203 \pm 11	37.3	59.0	49.2 \pm 11.0

5.2. Niveles de Cd, Hg y Cu en músculo, hígado y aleta de tiburón piloto y su comparación con los límites de la NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018)

El hígado presentó las mayores concentraciones promedio de Hg, Cd y Cu ($5.53 \pm 12.22 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h), ($93.9 \pm 198.6 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) y ($67.2 \pm 187.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.), respectivamente. Las concentraciones mínimas y máximas de Hg en hígado fueron de 0.01 a $43.92 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.; las

del Cd en hígado fueron de 0.27 a 1012 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.; las del Cu en hígado fueron de 0.79 a 27.46 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h. Como se puede observar hay una gran variabilidad en el contenido de los tres metales entre los individuos muestreados, el cual es más amplio el intervalo para el Cd, y mucho menor para el Hg.

Los contenidos promedio de Hg, Cd y Cu en el músculo fueron 0.75, 0.50 y 1.34 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h., respectivamente. Las concentraciones mínimas y máximas de Hg en músculo fueron de 0.02 a 7.84; en el Cd en músculo fueron de 0.02 a 2.14 $\mu\text{g/g}$ p.h.; mientras que el Cu en músculo fueron de 0.48 a 5.39 $\mu\text{g/g}$ p.h. Claramente, en el músculo los intervalos son más estrechos, lo que indica que los tres metales se acumulan en concentraciones más bajas y con una menor variabilidad entre los individuos muestreados.

En la Aleta, las concentraciones promedio de Hg, Cd y Cu fueron 0.80, 1.14 y 1.81 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h., respectivamente. Las concentraciones mínimas y máximas de Hg en aleta fueron de 0.09 a 6.78 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.; el Cd en aleta fueron de 0.46 a 4.08 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.; el Cu en aleta fueron de 1.24 a 2.65 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h. De manera similar al músculo, estos intervalos de la aleta son comparables, son mucho más estrechos que los del hígado, lo que indica que de alguna manera los organismos controlan o regulan tales niveles en la aleta siendo particularmente más evidente para el Cu.

Los resultados de Hg, Cd y Cu se compararon con los valores de los límites máximos permisibles de la norma mexicana NOM-242-SSA1 publicada en 2009 (DOF, 2018); cuyos niveles se ilustran en las Figs. 5, 6 y 7. El Hg presente en 5 muestras de músculo, 10 de hígado y 3 de aleta, excedieron los límites de la norma Mexicana NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018). Los contenidos de Cd, 14 muestras de músculo, 37 de hígado y 17 de aletas sobrepasaron los límites de la norma (Figs. 6). Para el Hg y Cd, la norma NOM-242-SSA1 2009 (DOF, 2018); indica valores del límite máximo permisible de 1.0 y 0.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h., respectivamente, y para el Cu la norma oficial mexicana no tiene valor alguno. Por tanto, se comparó con una norma de Australia y de la India (Nauen, 1983; Moreno-Sierra et al., 2016) que marca para ambos países 10 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h., cabe señalar que la norma de Nueva Zelanda (Nauen, 1983; Romero-Sierra et al., 2016) incluye un nivel para Cu de 30 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.

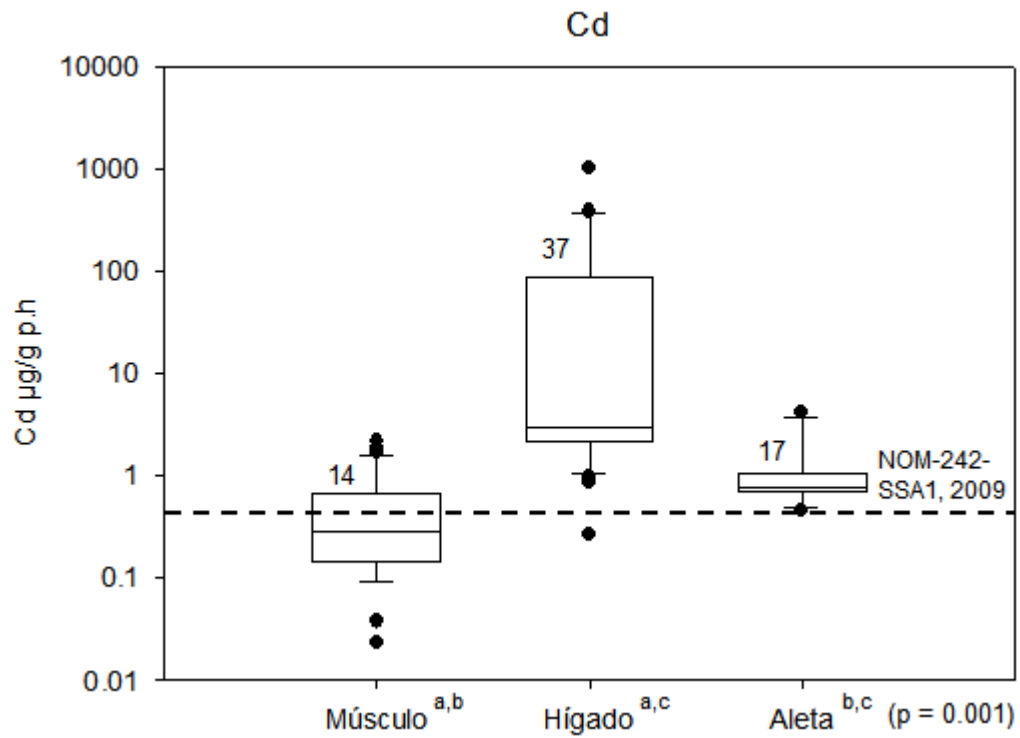


Figura 6. Concentraciones de Cd en el músculo, hígado y aleta de *C. falciformis*. El número del lado izquierdo de cada caja representa el número de organismos que exceden el límite máximo permisible de la norma Mexicana NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018); la línea intermitente corresponde al valor del límite de la norma. Las letras en subíndice indican que sí hubo diferencias significativas entre el músculo con hígado, músculo con aleta e hígado con aleta.

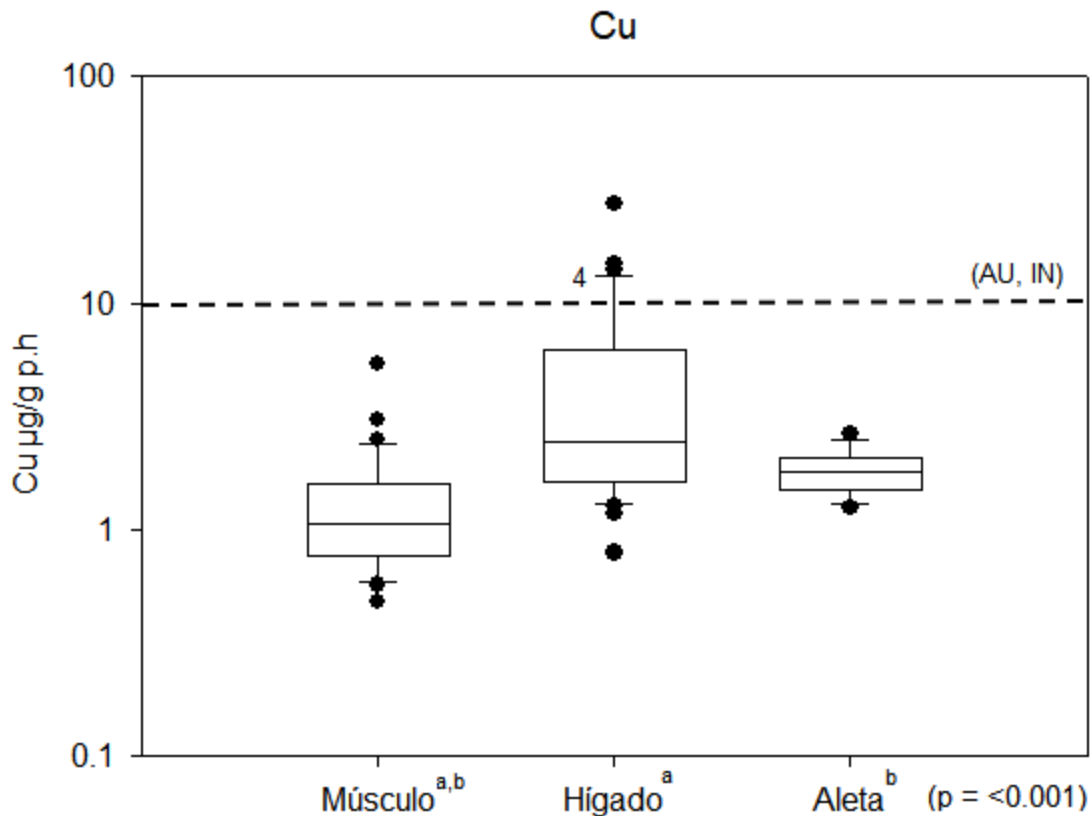


Figura 7. Concentraciones de Cd en el músculo, hígado y aleta de *C. falciformis*. La línea intermitente representa el valor límite de la norma de Australia e India. Las letras en subíndice indican que hay diferencia significativa en músculo con hígado y músculo con aleta. Por el contrario, no hubo diferencias significativas entre hígado y aleta.

5.3. Concentraciones de Hg, Cd y Cu y su correlación entre sexos, tejidos, madurez sexual y la longitud total de los organismos analizados.

Los valores de los tres tejidos y su correlación con Hg, Cd y Cu se presentan en la Tabla 3. Se muestran los rangos, los promedios, así como las diferencias entre machos y hembras, juveniles y adultos. El tejido con la mayor concentración promedio de Hg, Cd y Cu fue el hígado ($5.5 \pm 12.2 \mu\text{g g}^{-1} \text{ p.h.}$), ($93.9 \pm 198.6 \mu\text{g g}^{-1} \text{ p.h.}$) y ($67.2 \pm 187.5 \mu\text{g g}^{-1} \text{ p.h.}$) respectivamente. Las diferencias más pronunciadas se presentaron para el Cd en el hígado, donde las hembras adultas presentaron los valores más altos. Los contenidos de Hg en los adultos (hembras y machos) sobrepasaron los límites máximos permisibles de la norma oficial

Mexicana NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018). Las aletas de todos los individuos (hembras y machos y juveniles y adultos) sobrepasaron la norma y los machos obtuvieron valores promedio mayores que las hembras.

Tabla 3. Contenido de Hg, Cd, y Cu. Rango, promedio, desviación estándar (en $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) en juveniles y adultos, y machos y hembras. Las letras en superíndice indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los promedios de los tejidos del mismo metal. La "n" indica el número de organismos.

	Hg			Cd			Cu		
	Min	Max	Promedio \pm SD	Min	Max	Promedio \pm SD	Min	Max	Promedio \pm SD
Músculo (n:42)									
Juveniles hembras	0.13	3.54	0.77 \pm 0.77	0.03	1.01	0.32 \pm 0.27 ^{a,d}	0.64	3.11	1.61 \pm 0.66
Juveniles machos	0.03	1.58	0.75 \pm 0.36	0.05	2.10	0.43 \pm 0.54 ^{b,e}	0.95	7.16	2.30 \pm 1.97
Juveniles hembras y machos	0.03	3.54	0.76 \pm 0.64	0.03	2.10	0.37 \pm 0.41 ^{c,f}	0.64	7.16	1.86 \pm 1.32
Adultos hembras	0.57	0.97	0.76 \pm 0.20	0.69	2.35	1.17 \pm 0.79	1.01	3.08	1.95 \pm 1.01
Adultos machos	0.49	10.9	2.41 \pm 3.81	0.84	3.03	1.59 \pm 0.87 ^{a,b,c}	0.77	4.01	1.47 \pm 1.14
Adultos hembras y machos	0.49	10.9	1.91 \pm 3.21	0.69	3.03	1.44 \pm 0.83 ^{d,e,f}	0.77	4.01	1.64 \pm 1.07
Hígado (n:42)									
Juveniles hembras	0.03	1.44	0.40 \pm 0.45 ^{a,d,e}	0.78	975	71.8 \pm 228 ^{a,d}	2.30	26.32	6.57 \pm 6.74 ^{a,b}
Juveniles machos	0.09	0.53	0.26 \pm 0.14 ^{b,f}	2.24	22.6	7.77 \pm 5.89 ^{b,e}	3.12	22.59	8.09 \pm 6.35
Juveniles hembras y machos	0.03	1.44	0.35 \pm 0.36 ^{c,g}	0.78	975	50.8 \pm 187 ^{c,f}	2.30	26.32	7.14 \pm 6.50
Adultos hembras	8.24	67.3	40.9 \pm 27.9 ^{a,b,c}	188	1601	749 \pm 602 ^{a,b,c}	6.15	18.85	12.5 \pm 5.48
Adultos machos	0.08	74.5	31.6 \pm 28.2 ^d	5.31	675	290 \pm 269	5.11	46.56	16.51 \pm 14.70 ^a
Adultos hembras y machos	0.08	74.5	35.1 \pm 27.1 ^{e,f,g}	5.31	1601	457 \pm 453 ^{d,e,f}	5.11	46.56	15.05 \pm 11.95 ^b
Aleta (n:19)									
Juveniles hembras	0.18	0.48	0.35 \pm 0.12	0.80	2.52	1.22 \pm 0.55	2.14	3.40	2.80 \pm 0.44
Juveniles machos	0.17	0.39	0.28 \pm 0.09	0.77	1.09	0.92 \pm 0.12	1.89	3.62	2.72 \pm 0.55
Juveniles hembras y machos	0.17	0.48	0.32 \pm 0.11	0.85	1.95	1.40 \pm 0.77	1.89	3.62	2.76 \pm 0.48
Adultos hembras	0.16	2.32	1.24 \pm 1.52	4.73	5.20	4.97 \pm 0.33	2.00	3.47	2.73 \pm 1.04
Adultos machos	5.41	10.2	7.72 \pm 3.26	0.77	2.52	1.08 \pm 0.43	2.55	2.78	2.67 \pm 0.16
Adultos hembras y machos	0.16	10.2	4.48 \pm 4.28	0.85	5.20	3.18 \pm 2.12	2.00	3.47	2.70 \pm 0.61

5.3.1. Matriz de correlación de Hg, Cd y Cu, con los tejidos músculo, hígado y aleta

Para esquematizar y ver los niveles de significancia de cada correlación se realizó una matriz de correlación múltiple, los resultados se presentan en la Tabla 4.

Músculo

Las concentraciones de Cd en el músculo se correlacionaron positivamente y significativamente con la longitud total ($r=0.61$; $p<0.001$) (Fig. 5). No se encontró correlación significativa entre las concentraciones de Hg y Cu con respecto a la longitud total de los organismos (Tabla 4). No se presentaron diferencias significativas entre sexos ni estadio de madurez.

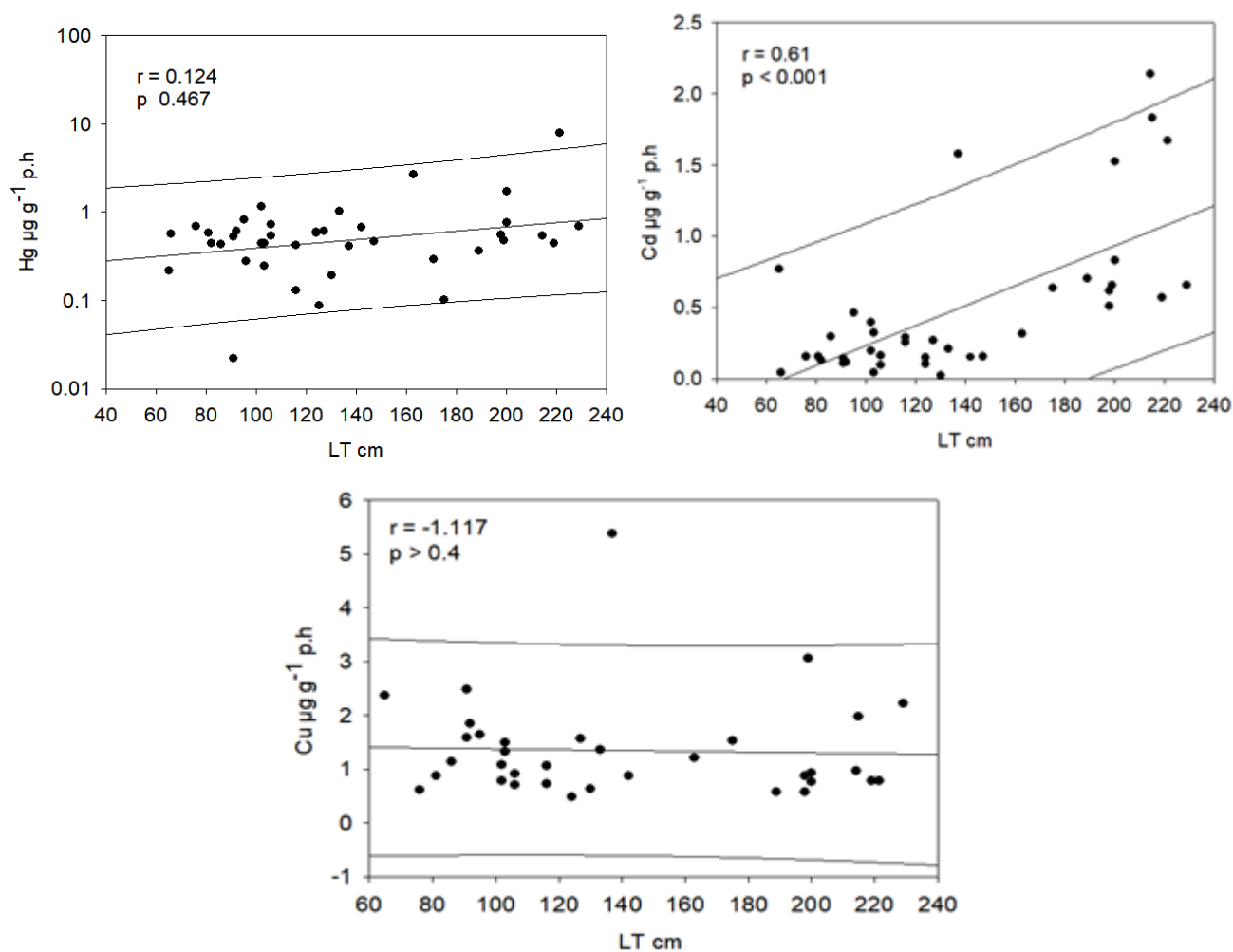


Figura 8. Correlación entre las concentraciones de Hg, Cd y Cu en músculo y la longitud total (LT) de *C. falciformis*. Las líneas delimitan el 95% de los intervalos de predicción.

Hígado

Las correlaciones entre la longitud total y las concentraciones de Hg ($r = 0.716$ $p < 0.001$), Cd ($r = 0.742$; $p < 0.001$) y Cu ($r = 0.60$; $p < 0.001$) en el hígado fueron positivas y significativas (Fig. 6). En las gráficas de dichas correlaciones se observa claramente una tendencia a aumentar el nivel del contenido de los tres metales conforme se incrementa la talla de los organismos, aunque en el caso del Hg esto es más evidente. Sólo se presentaron diferencias significativas en las concentraciones de Hg y Cd entre juveniles y adultos ($p < 0.005$). No se presentaron diferencias significativas entre sexos.

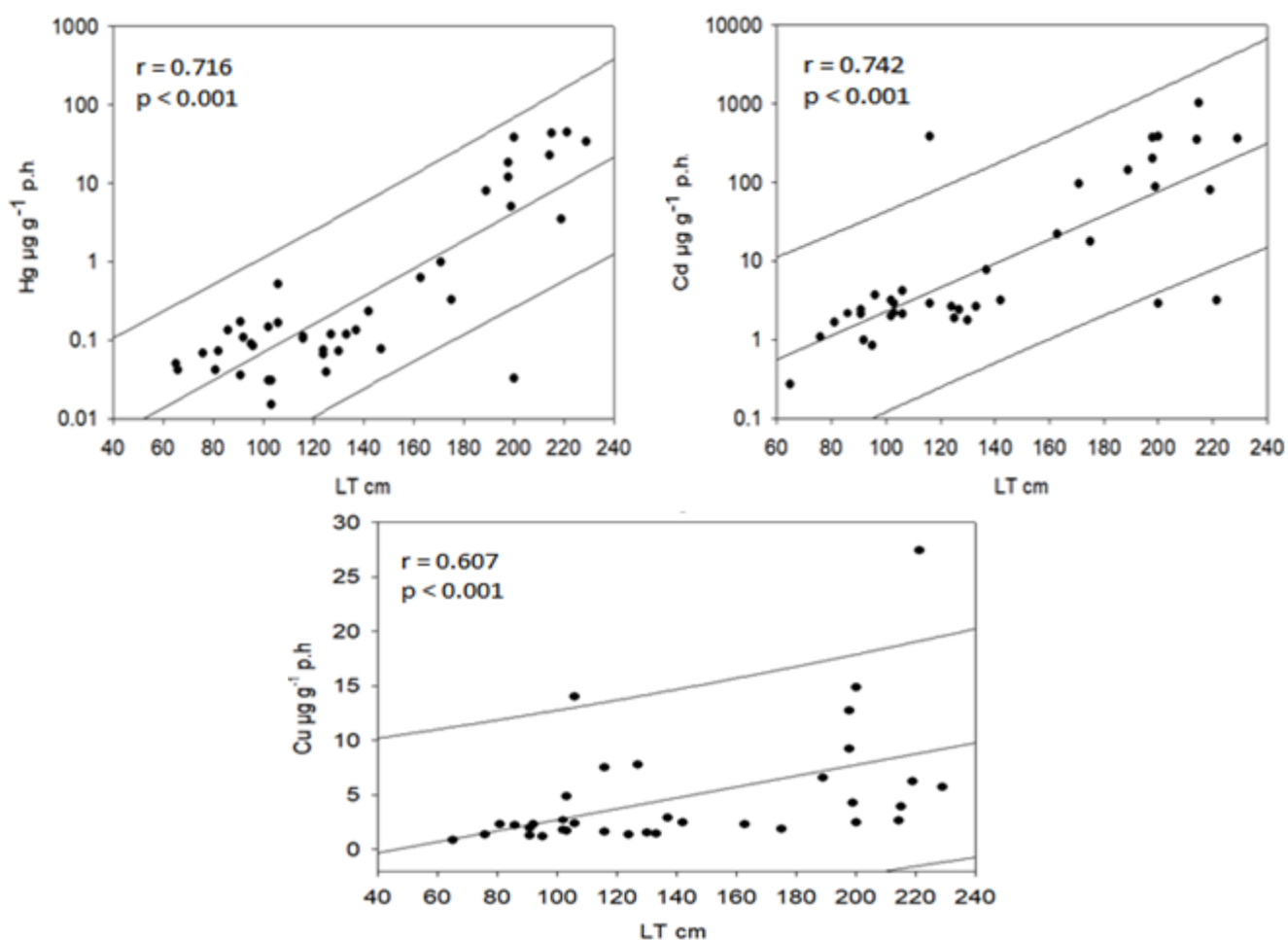


Figura 9. Correlación entre las concentraciones de Hg, Cd y Cu en hígado y la LT de *C. falciformis*. Las líneas delimitan el 95% de los intervalos de predicción.

Aleta

No se presentaron correlaciones significativas ($p > 0.05$) entre las concentraciones de Hg, Cd y Cu en aleta, y la longitud total (Tabla 4), sexo y el estadio de madurez. En las gráficas de la Fig. 7 se observa una tendencia a aumentar el nivel del contenido de Hg y Cd en la aleta, no así para el Cu, conforme se incrementa la talla de los organismos.

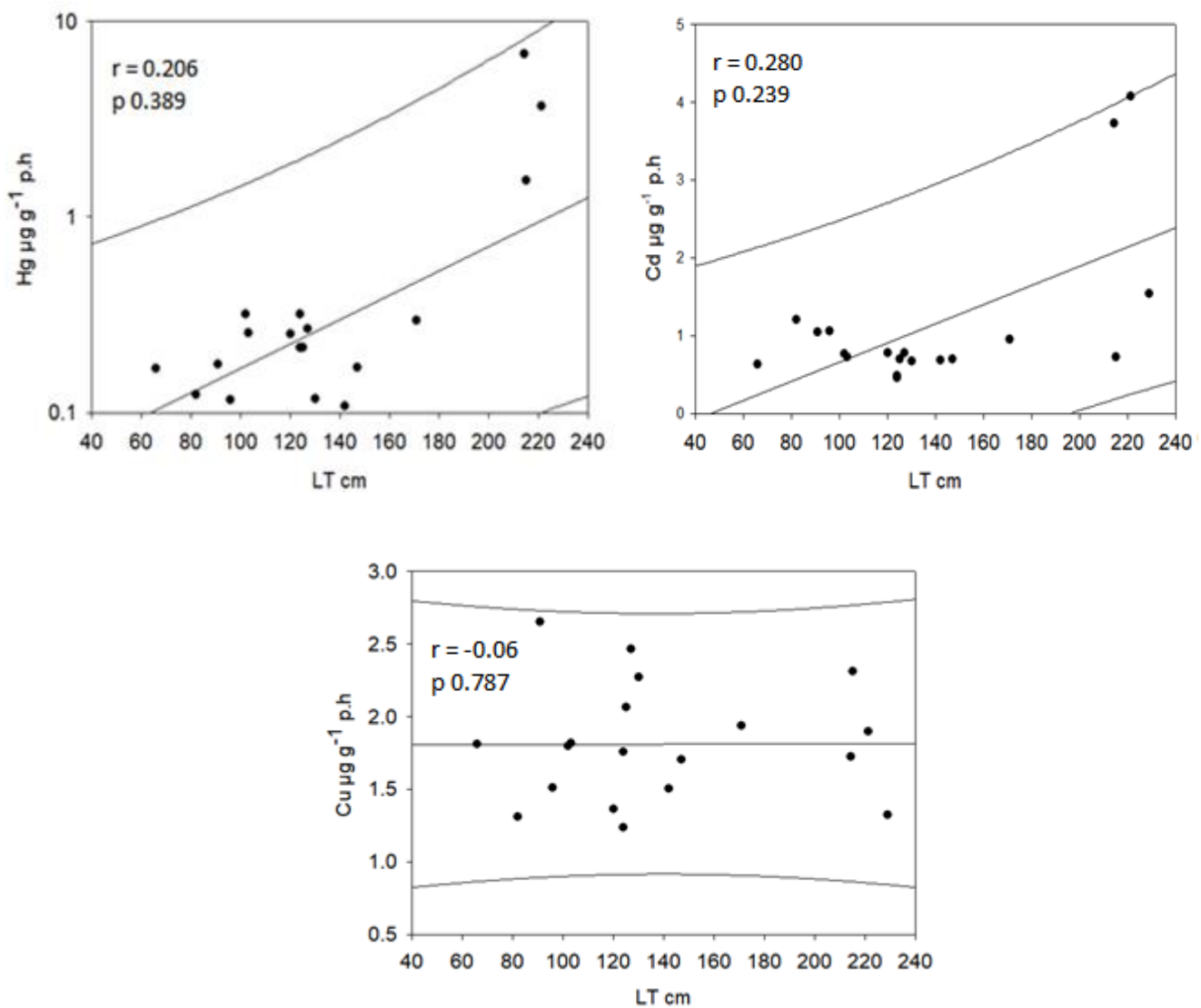


Figura 10. Correlación entre las concentraciones de Hg, Cd y Cu en aleta y LT de *C. falciformis*. Las líneas delimitan el 95% de los intervalos de predicción.

Tabla 4. Correlaciones (valores de r y p) entre las concentraciones de Hg, Cd y Cu en músculo, hígado, aleta, longitud total (LT) y peso de *C. falciformis*. NS, no significativa ($p > 0.05$).

	Hg Músculo	Hg Hígado	Hg Aleta	Cd Músculo	Cd Hígado	Cd Aleta	Cu Músculo	Cu Hígado	Cu Aleta
Peso (kg)	NS	0.526 0.001	NS	0.431 0.014	0.652 P<0.001	NS	NS	0.532 0.003	NS
LT (cm)	NS	0.716 P<0.001	NS	0.615 P<0.001	0.742 P<0.001	NS	NS	0.607 P<0.001	NS
Hg Músculo	--	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Hg Hígado	--	--	NS	0.558 P<0.001	0.643 P<0.001	NS	NS	NS	NS
Hg Aleta	--	--	--	0.539 0.0367	NS	NS	NS	0.602 P<0.001	NS
Cd Músculo	--	--	--	--	0.561 P<0.001	NS	NS	0.429 0.0105	NS
Cd Hígado	--	--	--	--	--	NS	NS	0.639 P<0.001	NS
Cd Aleta	--	--	--	--	--	--	NS	NS	NS
Cu Músculo	--	--	--	--	--	--	--	NS	NS
Cu Hígado	--	--	--	--	--	--	--	--	NS
Cu Aleta	--	--	--	--	--	--	--	--	--

5.4. Factor de biomagnificación de Hg, Cd y Cu a través de su contenido estomacal y sus presas principales

La presa encontrada en los estómagos de los organismos muestreados que presentó los niveles de concentración más elevados de Hg fue *Argonauta* spp (0.40 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.), seguido de *Portunus xantusii* (0.39 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.). Los mayores niveles de Cd los presentaron *Argonauta* spp (27.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) y restos de pleuronectiformes (1.49 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.). Los valores más altos de Cu los presentó también *Argonauta* spp (11.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.). El factor de biomagnificación indica que en el contenido estomacal, la especie que más Hg aporta al músculo (FB: 19.3) de *C. falciformis* es *Argonauta* spp. La presa que aporta mayor cantidad de Cd al tejido muscular (FB: 0.19) fueron los restos de pleuronectiformes. Los mayores aportes de Cu al músculo (FB: 0.17) fue por restos de pleuronectiformes (Tabla 5). Los valores promedio de los factores de biomagnificación nos muestran que el único elemento que se biomagnificó fue el Hg (5.85), mientras que el Cd (0.13) y el Cu (0.12) presentan una biodisminución.

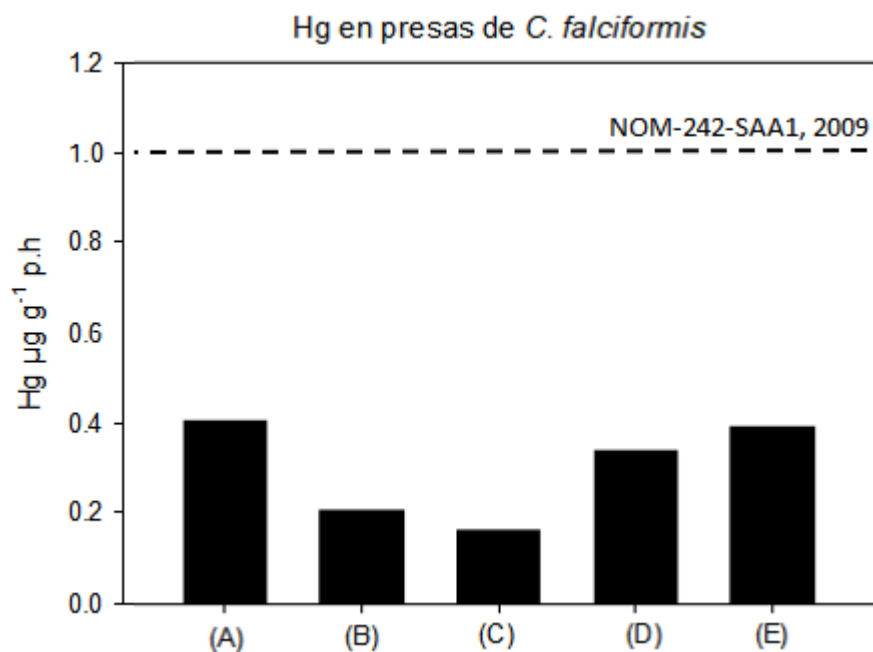


Figura 11. Concentración de Hg en las presas de *C. falciformis*. Las presas están representadas con letras: (A) *Argonauta* spp, (B) restos de pleuronectiforme, (C) restos de peces, (D) *Euthynnus lineatus*, (E) *Portunus xantusii*. La línea intermitente representa el límite máximo permisible (1.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) de la norma oficial mexicana NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018).

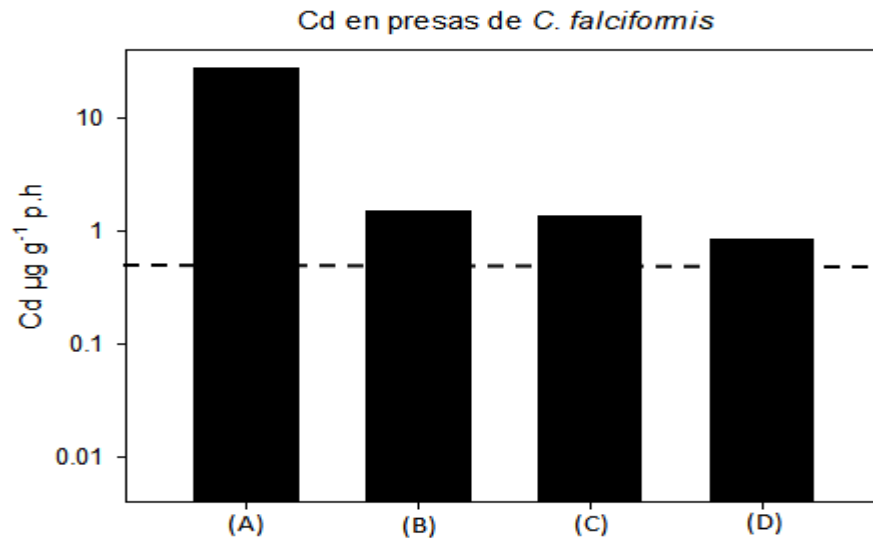


Figura 12. Concentración de Cd en las presas de *C. falciformis*. Las presas están representadas con letras: (A) *Argonauta* spp, (B) restos de pleuronectiforme, (C) restos de peces, (D) *Euthynnus lineatus*. La línea intermitente representa el valor del límite máximo permisible ($0.5 \mu\text{g g}^{-1} \text{ p.h.}$) de la norma oficial Mexicana NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018).

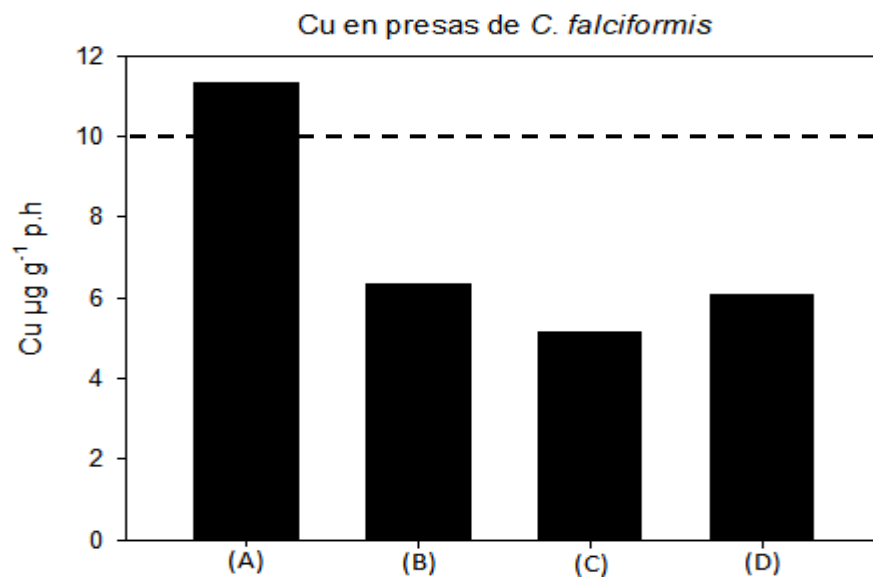


Figura 13. Concentración de Cu en las presas de *C. falciformis*. Las presas están representadas con letras: (A) *Argonauta* spp, (B) restos de pleuronectiforme, (C) restos de peces, (D) *Euthynnus lineatus*. La línea intermitente representa el valor límite de la norma de Australia (Au) e India (In).

Tabla 5. Concentraciones promedio de Hg, Cd y Cu de presas, así como el factor de biomagnificación (FB) en músculo, hígado y aletas de *C. falciformis*. Los números en negrillas, representan los FB más elevados.

Presas	Hg		Cd		Cu	
	Promedio	FB	Promedio	FB	Promedio	FB
Músculo						
Restos de pleuronectiforme	0.20	0.63	1.49	0.19	6.32	0.17
Restos de pez	0.16	7.08	1.35	0.14	5.13	0.15
<i>Euthynnus lineatus</i>	0.34	1.73	0.84	0.12	6.06	0.08
<i>Argonauta</i> spp	0.40	19.35	27.73	0.06	11.32	0.07
<i>Portunus xantusii</i>	0.39	0.49				
Promedio FB		5.85		0.13		0.12

5.5. Evaluación de riesgos para la salud

El tiburón *C. falciformis* es una especie que es consumida por los seres humanos. Mediante las concentraciones de metales pesados realizadas en este estudio, se determinó la cantidad de carne que puede ser consumida sin que represente un riesgo a la salud humana. Para el Hg, se estimó que un hombre adulto puede consumir a la semana un promedio 400 g, una mujer 320 g y un niño 85 g de tejido muscular. En el caso de las aletas, se puede consumir para un hombre adulto 375 g, una mujer 300 g y un niño 80 g. Esto mismo fue estimado para el Cd, en cuyo caso se estimó la cantidad de tejido muscular que un hombre adulto puede ingerir a la semana es de 600 g, una mujer 480 g y un niño 128 g. Para el consumo de Cd en aletas en hombres adultos fue de 263 g, una mujer 211 y un niño 56 g.

6. DISCUSIÓN

La preocupación por la contaminación de los ecosistemas por metales pesados es un tema que no ha dejado de ser prioridad desde las intoxicaciones masivas sucedidas el siglo pasado. A pesar de la toma de conciencia sobre la repercusión de estos contaminantes, y de que los niveles en cuerpos de agua y organismos han disminuido gracias a estas precauciones, es necesario seguir investigando la evolución que presentan los niveles de estos contaminantes alrededor del mundo. Esto debido a que nuestra sociedad en crecimiento utiliza cada vez una mayor cantidad de metales pesados para satisfacer las necesidades que demanda el desarrollo.

Muchos de los organismos afectados por estos contaminantes, principalmente los depredadores tope, suelen tener altas concentraciones de estos elementos. Esto debido a que incorporan una mayor cantidad del contaminante del que pueden eliminar, por lo que tienden a bioacumular el contaminante. El Hg y Cd al ser elementos no esenciales para la vida, son altamente tóxicos incluso a concentraciones muy bajas. Por otra parte, se tiene que algunos de estos organismos son consumidos por el ser humano, lo que se ha demostrado puede constituir un riesgo en aquellas poblaciones o sectores de la población que poseen altas tasa de consumo y que son más vulnerables, tales como las madres embarazadas y los niños en edades tempranas. También se añade otro factor con este hecho, recientemente se han adoptado cada vez más dietas para adelgazar o cuidado de la salud humana que recomiendan consumir altas tasa de pescado por los beneficios para la salud asociados con el contenido alto de ácidos grasos y proteína de alta calidad.

6.1. Niveles de Hg, Cd y Cu en músculo hígado y aleta de *C. falciformis* comparado con otros estudios.

Los niveles de metales pesados en tiburones *C. falciformis* se han estudiado en las costas mexicanas (Tabla 6) donde se puede observar que los valores promedio de Hg en este estudio se ubican entre los más altos en hígado, mientras que los niveles de concentración promedio más altos de Hg en músculo los registraron Maz-Courrau et al. (2011). Los niveles más bajos de Hg en músculo e hígado los encontró Rodríguez-Gutiérrez (2016). Sin embargo, hay que considerar el número de muestras utilizadas en cada estudio, así como la temporalidad y

distancia entre los mismos. En el presente estudio se utilizaron 43 organismos, en contraste con el trabajo de García-Hernández et al. (2007), que utilizó 4 organismos, mientras que los estudios de Maz-Courrau et al. (2011) y Rodríguez-Gutiérrez (2016) emplearon 15 y 140 individuos en sus estudios respectivamente.

También se sabe que *C. falciformis* es una especie migratoria, puede presentar movimientos de hasta 60 km al día (Bonfil, 2009). Kohler et al. (1998) realizaron un estudio en el Océano Atlántico, donde se registraron movimientos de hasta 1339 km. Esto influye de manera que las concentraciones de Hg, Cd y Cu, presentes en el tiburón, van a variar dependiendo el sitio o región (nivel de exposición), concentración en las presas y estrategias de detoxificación de la especie. Se han realizado estudios con tiburones de distintos hábitos alimenticios, en los cuales *C. falciformis* es el que presenta los niveles de concentración más elevados de metales pesados (Escobar-Sánchez, 2011). Esto se debe a que es un depredador epipelágico costero, por lo que tiene acceso a zonas con mayor producción de presas que otros tiburones pelágicos o bentónicos (Escobar-Sánchez, 2011 y Terrazas-López, 2016).

Tabla 6. Comparación de las concentraciones de Hg, Cd, y Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) en músculo (M), hígado (H) y aleta (A) de *C. falciformis* con otros estudios.

Lugar	Hg	Cd	Cu	Autor
Isla Santa Catalina (EUA) (n=9)	M: 3.1 ± 2.4 H: 2.1 ± 3.6 A: 1.0 ± 0.8	--	--	O'Bryhim et al. (2017)
Océano Índico (Seychelles) (n=5)	M: 0.2 ± 0.1	--	--	Bodin et al. (2017)
Costa Rica (n=18)	M: 3.1 ± 2.4 H: 2.1 ± 3.6 A: 0.1	--	--	O'Bryhim et al. (2015)
Océano Índico (Madagascar) (n=3)	M: 2.4 ± 2.1	--	--	Kiszka et al. (2015)

Bahía Bengala (India) (n=3)	M: 0.1 ± 0.3	--	--	Sompongchaiyaku et al. (2008)
Baja California Sur (Punta Lobos) (n=28)	--	M: 0.37 ± 0.8 H: 284 ± 120	--	Terrazas-López <i>et al.</i> (2016)
Baja California Sur (Punta Lobos) (n=20)	M: 0.1 ± 1.8 H: 4.0 ± 5.1	--	--	Terrazas-López (2016)
Chiapas (Golfo de Tehuantepec) (n=140)	M: 0.1 ± 0.1 H: 0.1 ± 0.1	--	--	Rodríguez-Gutiérrez (2016)
Península de Baja California (n=15)	M: 3.4 ± 1.4			Maz-Courrau et al. (2011)
Golfo de California (n=4)	M: 0.3 ± 0.3			García-Hernández et al. (2007)
Barra de Navidad, Jalisco (n= 43)	M: 0.7 ± 1.2 H: 5.5 ± 12.2 A: 0.8 ± 1.6	M: 0.5 ± 0.5 H: 93.8 ± 198.6 A: 1.14 ± 1	M: 1.3 ± 1 H: 4.7 ± 5.4 A: 1.8 ± 0.4	Presente estudio

6.1.2. Músculo

En el presente estudio, el Hg encontrado en el músculo de *C. falciformis* excedió el límite máximo permisible ($1.0 \mu\text{g g}^{-1}$) de la NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018) en muestras de músculo de 5 individuos. El nivel de esta norma es equivalente a algunas otras establecidas en otros países como USA y Canadá (Nauen 1983). Las concentraciones de Hg en músculo del presente estudio, se asemejan a las obtenidas por Kiszka et al. (2015); O'Bryhim et al. (2017) y Maz-Courrau et al. (2011), quienes registraron concentraciones de Hg en músculo superiores a los límites máximos permisibles. Rodríguez-Gutiérrez (2016) encontró en la zona del Golfo de Tehuantepec niveles promedio de Hg de 0.14 ± 0.14 Y $0.140 \pm 0.006 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h. en

neonatos y juveniles de *C. falciformis*, respectivamente. O'Bryhim et al. (2017) analizó los niveles de Hg en músculo, hígado y aleta en juveniles y adultos. En el caso del músculo, analizó varios sitios distintos del tiburón, no encontrando diferencia significativa en las concentraciones. Estos valores son inferiores a los límites máximos permisibles; así mismo son inferiores a los encontrados en el presente estudio. Esto puede deberse a las distancias y el tipo de dieta que presentan en cada lugar; los sitios presentan diferentes tipos de hidrología, geología y aporte antropogénico.

La concentración de Cd en músculo en el presente estudio también fue elevada en organismos adultos y algunos sobrepasaron el límite legal ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$). Esto coincide con lo obtenido por Terrazas-López (2016) y Anguiano-Zamora (2016) para tiburones de la misma especie y del mismo estadio del Golfo de California, quienes también encontraron que varios organismos sobrepasan el límite máximo de la norma Mexicana NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018).

6.1.3. Hígado

Este fue el tejido que presentó las concentraciones más altas de los tres elementos en este estudio. No existe norma regulatoria para las concentraciones de metales en hígado, sin embargo, las concentraciones fueron muy elevadas, lo que podría representar alteraciones en la biología de estas especies (Ruelas-Inzunza *et al.* 2013). Las concentraciones más elevadas en hígado que en músculo del presente estudio, contrastan con las encontradas en algunos estudios con elasmobranquios, como el de Murillo-Cisneros *et al.* (2018) quienes registraron diferencias significativas entre las concentraciones de Hg en músculo e hígado para tres especies de rayas.

Las altas concentraciones de Cd en hígado de este estudio, concuerdan con los resultados obtenidos por Terrazas-López (2016) y Anguiano-Zamora (2016). Las concentraciones de Hg en hígado aumentan de manera muy puntual, cuando los organismos están por alcanzar tallas de adulto, a diferencia del músculo, en el cual se va concentrando gradualmente desde que son juveniles. Esto puede influir en los resultados de este estudio, debido a que hace falta un mayor número de organismos adultos y neonatos, para contrastar de una manera más adecuada las diferencias en la bioacumulación en músculo e hígado durante la ontogenia de los organismos.

6.1.3. Aleta

A pesar de que las aletas no fueron el tejido con las concentraciones promedio más altas, se presentaron algunas muestras de aleta con concentraciones de Cd y Hg por encima de los límites legales de la norma Mexicana NOM-242-SSA1, 2009 (DOF, 2018). Estos resultados difieren de los encontrados por O'Bryhim (2017) en Isla Catalina, Estados Unidos y Bon-Man et al. (2014) en los mercados de China, donde ninguna aleta estudiada superó los límites máximos permisibles.

La ingesta de aleta es una práctica común en numerosas regiones del mundo, sobre todo por sus supuestos efectos medicinales, sin embargo, se tienen que tener precaución en cuanto a los niveles de metales pesados presentes, por lo que vale la pena examinar el riesgo la salud en la población humana que consume con frecuencia esta parte del tiburón.

6.2. Bioacumulación de Hg, Cd y Cu en *C. falciformis* de la costa central del Pacífico Mexicano

La Relación de la concentración de Cd, Hg y Cu entre sexos, tejidos, madurez sexual y la longitud total de los organismos analizados resultó de la siguiente manera:

6.2.1. Bioacumulación de Hg y su comparación con otros estudios

Las concentraciones de Hg en hígado y su correlación positiva y significativa con la longitud de los organismos, denota que hay un efecto de bioacumulación conforme los organismos crecen. Las concentraciones del elemento fueron más altas en organismos adultos. Estos resultados concuerdan con los presentados por otros estudios con la misma especie (Maz-Courrau et al., 2011; O'Bryhim et al. 2017). Esto es común en depredadores tope, el hígado es el destino de los metales no esenciales, y el encargado de eliminarlos o ponerlos en forma tal que no sean tóxicos para el organismo. Sin embargo, existen otros trabajos como el de Hurtado-Banda et al. (2012) y Rodríguez-Gutiérrez (2016), donde el músculo resultó el tejido con las mayores concentraciones de Hg. Ellos mencionan que esto puede ser debido a la afinidad del MeHg^+ por los grupos tioles o grupo sulfhidrilo (-SH) de las proteínas y es difícil de eliminar por tanto el Hg.

Esto también puede estar influenciado por la posible diferencia en la capacidad de destoxificación en organismos de diferente edad a través del hígado, así como la transferencia

maternal hacia los neonatos. A pesar del aporte materno potencial de Hg a los neonatos, en el presente trabajo no se registraron diferencias significativas entre los individuos de diferente sexo de los organismos, tanto entre juveniles como entre adultos. Esto concuerda con los resultados de Escobar-Sánchez, (2011) y Rodríguez-Gutiérrez (2016), quienes del mismo modo registran que no encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de Hg entre individuos de distinto sexo de *C. falciformis*.

Respecto a los organismos que exhibieron concentraciones superiores a los límites máximos permisibles, existen algunos otros factores los cuales son dignos de considerar. A pesar de la conocida alta neurotoxicidad del Hg, existen algunos casos en las que los riesgos de intoxicación disminuyen. Tal es el tema del selenio, elemento que actúa como antagonista de los efectos tóxicos del Hg (Escobar-Sánchez 2011). Se sabe que cuando la proporción atómica Se:Hg es mayor a 1 en el tejido biológico el efecto tóxico se reduce o simplemente no se presenta.

Por otra parte, también influye la manera en que es consumido el músculo o filete del pescado, ya que la cocción puede tener influencia sobre las concentraciones de metales pesados (Wittwer-Paris 2012) incluido el Hg.

6.2.2. Bioacumulación de Cd y su comparación con otros estudios

Los resultados muestran una correlación positiva entre las concentraciones de Cd del músculo y del hígado significativas ($p < 0.05$) con las tallas de *C. falciformis*, lo que da indicios de un efecto de bioacumulación de este elemento conforme el organismo va aumentando su talla y su crecimiento. El hígado fue el tejido que presentó las mayores concentraciones de Cd, esto debido a que es el órgano encargado de su eliminación y/o de poner el Cd en una forma química tal que no es tóxica. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Terrazas-López et al. (2016). No se presentó una diferencia significativa entre las concentraciones de este elemento de individuos de distinto sexo, lo que sugiere que no presentan segregación sexual que afecte su dieta y su metabolismo, la cual es la principal ruta de bioacumulación y biomagnificación de metales pesados.

6.2.3. Bioacumulación de Cu y su comparación con otros estudios

El Cu presentó las concentraciones más altas en el hígado, pero los valores no fueron suficientemente elevados para generar un riesgo para la salud humana por su consumo. No existe normativa mexicana para este elemento en productos pesqueros. Al comparar los valores de las concentraciones obtenidas en este estudio con los límites máximos permisibles de otras partes del mundo, como Australia ($10 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) y Nueva Zelanda ($30 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) los niveles del presente estudio no sobrepasan dichas normas en los tiburones estudiados, sin embargo, las presas si presentan concentraciones superiores, principalmente *Argonauta* spp.

6.3. Biomagnificación de Hg, Cd y Cu a través de las presas principales del contenido estomacal de *C. falciformis*

6.3.1. Biomagnificación de Hg y su comparación con otros estudios

La principal ruta por la que los contaminantes llegan a los depredadores tope, es a través de su dieta. Gray (2002) considera a la biomagnificación como el incremento de las concentraciones de los elementos, a lo largo de la red trófica. Pudimos observar que en el caso de este estudio, las presas también acumularon niveles de Hg relativamente altos principalmente *Argonauta* spp. Sin embargo, estas presentaron concentraciones menores que sus depredadores. Esto debido probablemente a que las presas presentan tiempos de vida más cortos y mayores tasas metabólicas (Maz-Courrau et al., 2011). Los valores del FB para Hg en *C. falciformis* considerando el músculo, el cuál es el que normalmente se considera para evaluar el FB, varió desde 0.49 a 19.35, siendo el $\text{FB} > 1$ solo con respecto a los restos de peces, *Thunus* spp., y los *Argonauta* spp. En cuanto al FB general, podemos apreciar que muestra biomagnificación de Hg de las presas hacia el depredador (FB: 6.4).

6.3.2. Biomagnificación de Cd y su comparación con otros estudios

Los niveles de Cd elevados en la presa *Argonauta* spp. del presente estudio, concuerdan con los encontrados por Moreno-Sierra (2016), en los argonautas presentes en el contenido estomacal del pez *Istiophorus platypterus* en la zona de Mazatlán, Sinaloa. Los altos niveles de Cd en el hígado y presas de *C. falciformis* están influenciadas porque es un elemento que se no se distribuye homogéneamente en los tejidos de los peces, está principalmente

asociado al tejido hepático. Los principales organismos que tienden a bioacumular Cd son los calamares, los cuales forman parte de la dieta de algunos depredadores tope, como es el caso de *C. falciformis* (Annabi et al. 2013). En cuanto al FB general, el Cd (FB: 1.4) si presentó biomagnificación de las presas al depredador.

6.3.3. Biomagnificación de Cu y su comparación con otros estudios

No existen trabajos en los que se mencione aspectos de biomagnificación de cobre en tiburones. Sin embargo, existen trabajos para otras especies. Cardwell et al. (2013) menciona que el Cu se biomagnifica principalmente en cadenas tróficas muy definidas, consistiendo en bivalvos, gasterópodos herbívoros, percebes y gasterópodos carnívoros. Rondán-Wong (2017) analizó los niveles de Cu en el pulpo *Octopus hubbsorum* y sus presas principales. En el caso del Cu, este no presento biomagnificación de las presas al depredador (FB: 0.26). Esto se puede relacionar con que el Cu es un elemento esencial y por lo tanto, los organismos lo pueden asimilar y excretar con mayor facilidad que los elementos no esenciales.

Influyen varios factores que es necesario tener en cuenta para determinar el proceso de biomagnificación, es importante conocer la alimentación de la especie objeto de estudio, además de las características de sus presas principales (abundancia, biomasa, frecuencia de ocurrencia), y la manera en que el depredador se comporta, pues como es sabido, el metabolismo y los procesos de excreción influyen para que ocurra la biomagnificación o bien la dilución de un metal pesado de la presa hacia el depredador.

6. 4. Evaluación toxicológica

Los elementos traza se incorporan y acumulan en los organismos, principalmente mediante la vía dietética, incluyendo al ser humano. Estos estudios relacionados a la salud humana, cobraron importancia en los últimos 50 años debido principalmente a las intoxicaciones ocurridas en el pasado. Gracias a esto se constató que los elementos traza son potencialmente tóxicos cuando los organismos alcanzan niveles críticos.

A diferencia de otros países, el consumo de tiburón no es muy elevado, CONAPESCA (2013) menciona que es alrededor de 0.23 kg per cápita. Escobar-Sánchez (2014), menciona que gracias a estos bajos niveles de consumo, los riesgos a altas exposiciones de metales pesados son mínimos. Sin embargo no hay que generalizar, se tiene que tener en cuenta que

en muchos sitios de México existen comunidades pesqueras aisladas, mismas que pueden llegar a abusar de consumo de pescado. También se tiene que tener especial precaución en mujeres embarazadas, ya que en el caso del Hg, este puede atravesar las membranas de la placenta y llegar al feto.

Se tiene que tomar en cuenta los efectos antagónicos del Se hacia los efectos tóxicos del mercurio, así como las posibles interacciones con otros elementos presentes. Se desconoce si el Cd pudiera potenciar los efectos tóxicos.

7. CONCLUSIONES

- Las concentraciones de Hg, Cd y Cu en los tejidos del tiburón piloto presentaron algunos valores elevados en comparación de la NOM-242-SSA1, 2009. La presencia de altos niveles de Cd y Hg en el hígado, posiblemente se asocian a la síntesis de metalotioneínas. Aunque en el caso particular del Hg en el músculo, además influya la cantidad de lípidos presentes en el tejido
- Se presentaron diferencias en la acumulación de Hg, Cd y Cu en el músculo, hígado y aleta en hembras y machos del tiburón *C. falciformis*.
- Los valores de Hg, Cd y Cu en hígado estuvieron correlacionados con las tallas de los organismos, manifestando un efecto de bioacumulación. Organismos más grandes, presentan concentraciones mayores de estos elementos en el hígado.
- No se presentaron diferencias significativas entre sexos, sin embargo, se presentaron diferencias entre las concentraciones y el estadio de madurez de los organismos. Esto sugiere que no existe segregación sexual con respecto a la dieta, sin embargo, si hay la posibilidad de una segregación en cuanto al estadio de madurez sexual de los organismos.
- La presa que aportó mayor factor de biomagnificación de fue *Argonauta* spp. En general. Se presentó biomagnificación de Hg y Cu, pero no de Cd. Las altas concentraciones de Cd en *Argonauta* spp. se ven reflejadas en las altas concentraciones de Cd en los hígados de *C. falciformis*.
- Las concentraciones promedio de metales en la carne de *C. falciformis*, estuvieron dentro del valor de referencia de ingesta semanal tolerable permisible. Sin embargo, es recomendable que las comunidades cercanas a la costa, mujeres embarazadas y tengan una ingesta menor a la sugerida en este trabajo como medida precautoria para minimizar los efectos acumulativos que se tengan sobre la ingesta de esta especie y otros mariscos.

REFERENCIAS

- Adams, D. H & Robert, H. M. J. (1999). Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida. *Fishery Bulletin- National Oceanic and Atmospheric Administration*. 97. 372-379.
- Aguilar-Palomino, B., Mariscal-Romero, J., González-Sansón, G., Rodríguez-Ibarra, L. E. (1996). Ictiofauna demersal de fondos blandos de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México, en la primavera de 1995. *Ciencias Marinas* 22(4):469-481.
- Albert, L.A. (1996). Persistent pesticides in Mexico. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 147: 1-4.
- Anguiano-Zamora (2016) Determinación de la posible bioacumulación de cadmio en el tejido muscular de *C. falciformis* de la región del Golfo de California. Tesis de licenciatura. Instituto Politécnico Nacional. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología. UPIBI.
- Annabi, A., Said, K., Messaoudi, I. (2013). Cadmium: bioaccumulation, histopathology and detoxifying mechanism in fish. *American Journal of Research Communication*. Vol 1 (4): 60-79.
- Au, D.W., (1991). Polyspecific nature of tuna schools: Sharks, dolphin and seabird associates. *Fisheries Bulletin* 89, 343-354.
- Bergés-Tiznado, M.E., Márquez-Farías, F., Lara-Mendoza, R.E. (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. *Archives Environ Contamination and Toxicology* 69: 440.
- Bodin, N., Lesperance, D., Albert, R., Hollanda, S., Michaud, P., Degroote, M., Churlaud, C., Bustamante, P. (2017). Trace elements in oceanic pelagic communities in the western Indian Ocean. *Chemosphere* 174: 354-362.
- Bonfil, R., A. Amorim, C. Anderson, R. Arauz, J. Baum, S.C. Clarke, R.T. Graham, M. González, M. Jolón, P.M. Kyne, P. Mancini, F. Márquez, C. Ruíz y W. Smith. (2009). *Carcharhinus falciformis* En: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2. .
- Branco, V., Godhino-Santos, A., Goncalves, J., Lu, J., Holmgren, A. and Carvalho, C. (2014). Mitochondrial thioredoxin reductase inhibition, selenium status and Nrf-2 activation are determinant factors modulating the toxicity of mercury compounds. *Free Radical Biology and Medicine*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2014.04.030>. Fecha de consulta 10 de enero del 2018.
- Cadena-Cárdenas, L. (2004). Mercurio total en peces elasmobranquios y teleósteos del Golfo de California. Tesis de maestría. Instituto Tecnológico del Mar, Guaymas, Sonora. 75 p.

- Cardwell, R. D., DeForest, D. K., Brix, K. V., Adams, W. J. (2013). Do Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn Biomagnify in Aquatic Ecosystems? *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 226:101-122.
- Clothier, C.R. (1950). A key to some Southern California fishes based on vertebral characters. *Calif. Dept. Fish and Game, Fish. Bull.*, 79: 83.
- Cortés, E. (1999). A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54:726–738.
- Compagno, L.J.V. (1984). FAO species catalogue. Sharks of the world: an annotated and illustrated catalogue of shark's species known to date. Vol. 4. *Parts I and II. FAO. Fisheries Synopsis* 125. 655 pp.
- Compagno, L.J.V. (1990). Shark exploitation and conservation. En: Pratt Jr., H.L., S.H. Gruber y T. Taniuchi (Eds.). pp. 391-415. *Elasmobranch as living resources: 52 Advances in Biology, Ecology, Systematics and the Status of the Fisheries*, NOAA Technical Report NMFS 90.
- DiGiulio, R. T. y D. E. Hinton. (2008). The toxicology of fishes. CRC Press. Taylor & Francis Group. E.U.A. 1061p.
- CONAPESCA. (2013). Anuario estadístico de acuacultura y pesca de la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. SAGARPA. 1-299
- Dulvy K. N., J.K. Baum, S. Clarke, L.J.V. Compagno, E. Cortés, A. Domingo, S. Fordham, S. Fowler, M.P. Francis, C. Gibson, J. Martínez, J.A. Musick, A. Soldo, J.D. Stevens y S. Valenti. (2008). You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. Pub. online in Wiley InterScience. Canadá. 24 pp.
- 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 de Doctorado. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario De Ciencias Marinas CICIMAR.
- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F. and Rosiles-Martínez, R. (2011). Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biological Trace Elements Research*. 144:1–3: 550–559
- Eto, K. (2000). Minamata disease. *Neurophatology*. Vol. 20, 14-19.
- Fischer, W. (1995). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca: pacífico centro-oriental. FAO. Roma. Vol 3 1813p.
- Flores-Lozano, N. A. (2006). Plaguicidas organoclorados y bifenilpoliclorados como indicadores de la estructura poblacional de la ballena azul 41 (*Balaenoptera musculus*) del Golfo de California. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 80p.

- Frías-Espericueta, M. G., Osuna-López, J. L., Izaguirre-Fierro, G., Aguilar-Juárez, M. y Voltolina, D. (2010). Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Océánides* 25(2): 27-29.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación. (1998). Plan de Acción Internacional: Tiburones (PAI-Tiburones). *Reunión del grupo de trabajo técnico sobre la conservación y ordenación del tiburón*. Tokio. 5 pp.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la alimentación. (2006). *Taller sobre evaluación y Manejo de Elasmobranchios en América del Sur y Bases Regionales para los planes de Acción (DINARA/FAO)*. Montevideo, Uruguay, 7-9 de noviembre de 2005. Roma. 64pp.
- Gaete, H., Hidalgo, M. E., Neaman, A., Ávila, G. (2010). Evaluación de la toxicidad de cobre en suelos a través de biomarcadores de estrés oxidativo en *eisenia foetida*. *Quim. Nova*, Vol. 33 (3) 566-570.
- Gaioli, M., Amoedo, D. y Gonzales D. (2012). Impacto del mercurio sobre la salud humana y el ambiente. *Archivos Argentinos de Pediatría*. 110(3): 259-264.
- García, H.J.L. Cadena, C.M. Betancourt, L.L. M. García, De la P.L. García, R. y Márquez, F.F. (2007). Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicological & Environmental Chemistry*. 89(3): 507-522.
- Gerking, S. D. (1994). Feeding ecology of fish. Academic Press. E. U. A. 416p.
- González-Sansón, G., Godínez-Domínguez, E., Silva-Bátiz., F.A. (2010) Ecosistemas marinos del sur de Jalisco y Colima. Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de la costa sur. Autlán de Navarro, Jalisco, México. 11-27.
- Glosario de términos calidad del aire, (2010). Acceso 5 de diciembre del 2017. http://sinca.conama.cl/uploads/documentos/0421bb0ff871345a30af6df_2a3_b9a476.pdf
- Gray, J. (2002). Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*. 45:46-52.
- Habel, D. K., Jones, M. B., Depledge, M. H. (1997). Responses of crustaceans to contaminants exposure: a holistic approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 44: 177-184.
- Harada, M., Minamata Disease, *Holt, Reinhardt and Winston*, New York, 1975.
- Hoyos Padilla, E.M., (2003). Biología reproductiva del tiburón piloto *Carcharhinus falciformis* (Bibron, 1838) de Baja California Sur. Maestría en Manejo de Recursos Marinos Tesis, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas., La Paz, B.C.S., México, 58p.

- Hurtado-banda, R., Gómez-Alvarez, A., Márquez-Farías, J. F., Cordoba-Figueroa, M., Navarro-García, G., Medina-Juárez, L. A. (2012). Total Mercury in Liver and Muscle Tissue of Two Coastal Sharks from the Northwest of Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol.* 88:971–975.
- International Union of Pure And Applied Chemistry, 1993.
- Kaneko, J. J. and Ralston, N. V. C. (2007). Selenium and mercury in pelagic fishing the Central North Pacific near Hawaii. *Biological trace element research.* 119: 242-254.
- Kiszka, J., Aubali, A., Hussey, N., Heithous, M., Caurant, F., Bustamante, P. (2015). Plasticity of trophic interactions among sharks from the oceanic south-western Indian Ocean revealed by stable isotope and mercury analyses. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, Vol 96. 49 - 58.
- Kohler NE, Casey JG, Turner PA. (1998). NMFS Cooperative Shark Tagging Program, 1962–93: an atlas of shark tag and recapture data. *Mar Fish Rev.* 60(2).
- Lacerda, L. D., Paraquetti, H. H. M., Marins, R. V., Rezende, C. E., Zalmon, I. R., Gomes, M. P., Farías, V. (2000). Mercury content in shark species from the South-eastern Brazilian coast. *Revista Brasileira de Bioogía.* Vol. 60 (4): 571-576.
- León-Pérez, D. E., Peñuela-Mesa, G. A. (2011). Transcendence of methylmercury in the environment, in food and human health. *Producción + Limpia.* Vol. 6, 108-116.
- Libes, S.M. 2009. Introduction to marine biogeochemistry. Elsevier, New York, 910 pp.
- Mackay, D. and Fraser, A. (2000). Bioaccumulation of Persistent Organic Chemicals Mechanisms and Models. *Environmental Pollution*, 110, 375-391.
- Man., Y. B., Wu, S. G., Wong, M. N. (2014). Shark fin, a symbol of wealth and good fortune may pose health risks: the case of mercury. *Environmental Geochemistry and Health* 36:1015-1027.
- Manahan, S. E. 1992. Toxicological chemistry. Lewis Publisher. E. U. A. 449p.
- Manjarrez-Paba, G., Angulo, I. C. y Padilla, L. U. (2008). Bioacumulación de cadmio en ostras de la bahía de Cartagena. *Revista ingenierías Universidad de Medellín.* 7(13): 11-20.
- Martelli, A., Rousselet, E., Dycke, C., Bouron, A. and Moulis J. M. (2006). Cadmium toxicity in animal cells by interference with essential metals. *Biochime.* 88: 1807-1814.
- Maz-Courrau A, López-Vera C, Galván-Magaña F, Escobar-Sánchez O, Rosiles-Martínez R, Sanjuán-Muñoz A. (2011). Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol.* Vol. 88(2): 129-34.
- 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 *Carcharinus limbatus* (*Carcharhiniformes: Carcharinidae*) capturado en Veracruz, México. *Revista Biología Tropical.* 61 (2): 812-828.

- Minami, M., C.E. Lennert-Cody, y M. Román-Verdesoto. (2007). Modeling shark bycatch: the zero-inflated negative binomial regression model with smoothing. *Fisheries Research* 84:210–221.
- Moody, J. R. and Lindstrom, P. M. (1997). Selection and cleaning of plastics containers for storage of trace elements samples. *Analytical Chemistry* 49:2264-2267.
- Moreno-Sierra D., Berges Tiznado M.E., Márquez-Farías F., Torres-Rojas Y., Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., 2016. Environmental Science and Pollution Research. 23, 23791-23803.
- Moreno-Sierra, D., Bergés-Tiznado, M.E., Márquez-Farías, F. (2016). Trace metals in target tissues and stomach contents of the top predator sailfish *Istiophorus platypterus* from the Eastern Pacific: concentrations and contrasting behavior of biomagnification *Environ Sci Pollut Res* Vol. 23: 23791–23803.
- Murillo-Cisneros, D. A., O'Hara, T. M., Castellini, J. M., Sánchez-González, A., Elorriaga-Verplancken, F. R., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Martín-Enríquez, E., Galván-Magaña, F. (2018). Mercury concentrations in three ray species from the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico: Variations by tissue type, sex and length. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 126, 77-85.
- Nauen C.E. (1983). Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fisheries products. FAO, Rome.
- Navarro-Aviño, J. P., Aguilar A. L. y López-Moya J. R. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas* 16 (2): 10-25.
- Newman, M.C., Xu, X., Cotton, C.F (2011). High Mercury Concentrations Reflect Trophic Ecology of Three Deep-Water Chondrichthyans. *Arch Environ Contam Toxicol*. Vol. 60, 618-625.
- Newman, M. C., Unger, M. A. (2003). *Fundamentals of ecotoxicology*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Nogawa, K. & Kido, T. (1993). Biological monitoring of cadmium exposure in itai-itai disease epidemiology. *Int. Arch Occup Environ Health*. Vol. 65, 43-46.
- NRC. 2018a. National Research Council, Canada. DORM-4: Fish protein certified reference material for trace metals. https://www.nrc-cnrc.gc.ca/eng/solutions/advisory/crm/certificates/dorm_4.htmls (consultada: 26/abril/2018).
- NRC. 2018b. National Research Council, Canada. DOLT-5: Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents. https://www.nrc-cnrc.gc.ca/eng/solutions/advisory/crm/certificates/dorm_4.htmls (consultada: 26/abril/2018).
- O'Bryhim, J. R. (2015). The Shark Trade in Costa Rica: Genetics, Mercury Contamination and Human Dimensions and the Implications for Conservations. Doctoral thesis. George Mason University.
- O'Bryhim, J. R., Adams, D. H., Spaet, J. L. Y., Mills, G., Lance, S. L. (2017). Relationships of mercury concentrations across tissue types, muscle regions and fins for two shark species. *Environmental Pollution*. Vol. 223, 323-333.

- Ordiano-Flores, A., Galván-Magaña, F., Rosiles-Martínez, R. (2011). Bioaccumulation of Mercury in Muscle Tissue of Yellowfin Tuna, *Thunnus albacares*, of the Eastern Pacific Ocean. *Biol Trace Elem Res*. Vol. 144, 606-620.
- Ordiano-Flores, A. (2009). Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en atún de aleta amarilla, *Thunnus albacares*, del Océano Pacífico Oriental. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México UNAM.
- Overjordet, I. B., Gabrielsen, G. W., Berg, T., Ruus, A., Evenset, A., Borga, K., Christensen, G., Lierhagen, and S., Jenssen, B. M. (2014). Effect of diet, location and sampling year on bioaccumulation of mercury, selenium and cadmium in pelagic feeding seabirds in Svalbard. *Chemosphere*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.060>.
- Páez-Osuna, F. (2005). Efectos de los metales. In A.V. Botello, J. Rendón-Von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández (eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. 2da edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 343.360p.
- Plessi, M., Bertelli, D. and Monzani, A. (2001). Mercury and selenium in selected seafood. *Journal of food composition and analysis*. 14: 461-467.
- Ramírez-Amaro, S.R., D. Cartamil, F. Galván-Magaña, G. González-Barba, J. B. Graham, M. Carrera-Fernández, O. Escobar-Sánchez, O. Sosa-Nishizaki, A. Rochín-Alamillo. 2013. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California Sur, México, management implications. Barcelona, España. *Scientia Marina* 77(3): 473-487.
- Rodríguez, M. C. N., Hernández-Vázquez, S., Funes-Rodríguez, R. y Vargas, R. F. (2001). Distribución y abundancia de larvas de peces de las familias Haemulidae, Scianidae y Carangidae de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Boletín del Centro Investigación Biológica*. 35(1):1-24.
- Rodríguez-Gutiérrez, J., Arreola-Mendoza, L., Galván-Magaña, F. (2016). Mercury and selenium in muscle and liver tissues of silky shark *Carcharhinus falciformis* from the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Toxicology Letters*. Vol. 259. S163.
- Rondán-Wong, N. T., (2017). Bioacumulación y biomagnificación de elementos potencialmente tóxicos en el pulpo *Cctopus hubbsorum* del puerto minero de Santa Rosalía, Golfo de California. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas., La Paz, B.C.S., México, 92p.
- Ruelas-Inzunza, J., Delgado-Alvarez, C., Frías-Espericueta, M. and Páez-Osuna, F. (2013). Mercury in the Atmospheric and Coastal Environments of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 226. 65-99.

- Ruelas-Inzunza, J., Soto-Jiménez, M. F., Ruiz-Fernández, A. C., Ramos-Osuna, M., Mones-Saucedo, J. and Páez-Osuna, F. (2014). ^{210}Po , Cd and Pb distribution and biomagnification in the yellowfin tuna *Thunnus albacares* and skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* from the Eastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin*. 87: 98-103.
- SAGARPA. (2012). Acuerdo por el que se da a conocer la Actualización de la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación. (DOF). 24 de Agosto.
- Scelzo, M. 1997. Toxicidad del cobre en larvas nauplii del camarón comercial *Artemesia longinaris* Bate (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). *Invest. Mar. Valparaíso*, 25: 177-185.
- Schneider, L., Maher, W. A., Potts, J., Taylor, A. M., Batley, G. E., Krikowa, F., Chariton, A. A. and Gruber, B. (2015). Modeling food web structure and selenium biomagnification in lake Macquarie, New South Wales, Australia, using stable carbon and nitrogen isotopes. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 34 (3): 608–617.
- Sengupta, A. K. (2002). Environmental separation of heavy metals. Engineering Processes. Ed. Lewis Publisher. E.U.A. 381p.
- Sepúlveda-Gallego, L. E., Agudelo-Gallego, L. M. y Arengas C. A. I. (2006). El mercurio y sus implicaciones en la salud y en el ambiente.
- Suttle, N. F. (2002). Meeting the copper requirements of ruminants. *Recent Developments in Ruminant Nutrition*. 4: 221-236.
- Stevens et al., (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*. 57:476–494.
- 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. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario De Ciencias Marinas CICIMAR. 49p.
- Terrazas-López, R., Arreola-Mendoza, L., Galván-Magaña, F., Anguiano-Zamora, M., Sujitha, S. B., 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*. Vol. 107, 389-392.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2003. Introducción: Biodiversidad y Hábitat. *Centro de cooperación del Mediterráneo*. Artículo en la red.
- Valavanidis, A and Vlachogianni, T. (2010). Metal Pollution in Ecosystems. *Ecotoxicology Studies and Risk Assessment in the Marine Environment*.
- Villanueva, F. S. and Botello, A. V. (1998). Metal pollution in coastal areas of Mexico. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 157: 53-94.

- Wang, A., Barber, D. and Pfeiffer, C. (2001). Protective effects of selenium against mercury toxicity in cultured Atlantic spotted dolphin (*Stenella plagiodon*) renal cells. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 41:403–409.
- Wedepohl, K. H. 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*.59, 1217-1232.
- Welch, T. J., Stauffer, J. R., Morgan, R. P. (1989). Temperature preference as an indicator of the chronic toxicity of cupric ions of Mozambique tilapia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 43:761-768.
- Wirtky, K. (1966). Oceanography of the East Equatorial Pacific *Ocean. Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*. 4:33-68.
- Wittwer-Paris, P. A. (2012). Efecto de la cocción sobre la concentración de mercurio (hg) y selenio (se) en productos pesqueros. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Austral de Chile. 87p
- Zar, J. H. (1999). Biostatistical analysis, 4th edn. Prentice Hall, New Jersey. 1-1029p.