



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN
(QUÍMICA ACUÁTICA)

**Concentración de Cd, Cu, Pb y Zn en juveniles de tiburón martillo *Sphyrna lewini*
capturado en el Sureste del Golfo de California: variación con la talla y peso, y
del contenido estomacal**

T E S I S
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:
JUAN PABLO MORA CARRILLO

TUTOR:
Dr. FEDERICO PÁEZ OSUNA
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN, UNAM

COMITÉ TUTOR:
Dr. FELIPE GALVÁN MAGAÑA
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN, UNAM

Dr. JORGE RICARDO RÚELAS INZUNZA
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA

Dr. FELIPE AMEZCUA MARTÍNEZ
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA

Dr. JUAN FERNANDO MÁRQUEZ FARÍAS
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA

MÉXICO, D.F. OCTUBRE, 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres, hermana y abuelos así como a mis queridos amigos que me apoyaron a cursar una maestría; les expreso mi cariño y profundo agradecimiento.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por darme la oportunidad de realizar mis estudios de maestría en el área de química acuática del posgrado de ciencias del mar y limnología, otorgándome una beca que cubrió todos mis gastos, y me permitió dedicarme en tiempo y forma.

Al Dr. Federico Páez Osuna por su amable disposición para dirigirme como tutor principal en mi proyecto de maestría, por sus valiosas sugerencias que me permitieron presentar un mejor trabajo escrito de tesis y ampliar mis conocimientos sobre el mismo.

Al Quím. Humberto Bojorquez Leyva por su amable disposición al instruirme y apoyarme con el manejo del equipo de laboratorio y el análisis de muestras que me permitieron llegar a los resultados del presente trabajo.

A mis asesores de tesis el Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza, Dr. Felipe Galván Magaña, Dr. Felipe Amezcua Martínez y el Dr. Juan Fernando Márquez Farías, por sus consejos y críticas, los cuales enriquecieron mi trabajo escrito al final.

A los profesores con los que tuve el placer de tomar clases tanto optativas como obligatorias, cursos que me enseñaron que aún nos queda mucho por aprender.

A mis compañeros del programa de maestría y de laboratorio que compartieron buenos y malos ratos conmigo durante mi estancia.

Al personal de las oficinas de posgrado, de las oficinas administrativas, la unidad de cómputo, los encargados de Biblioteca, todos siempre dispuestos a prestar sus servicios y resolver cualquier inconveniente o necesidad.

ÍNDICE

Resumen.....	<u>8</u>
Abstract.....	<u>9</u>
1. Introducción.....	<u>10</u>
1.1. Metales pesados en el medio ambiente.....	<u>12</u>
1.1.1. <i>Cadmio</i>	<u>13</u>
1.1.2. <i>Plomo</i>	<u>14</u>
1.1.3. <i>Cobre</i>	<u>15</u>
1.1.4. <i>Zinc</i>	<u>15</u>
1.2. Efecto de los metales a nivel del ADN.....	<u>16</u>
1.3. Metales pesados en organismos acuáticos.....	<u>16</u>
1.4. Biomagnificación de metales en organismos marinos.....	<u>19</u>
1.5. Tiburón martillo (<i>Sphyrna lewini</i>).....	<u>20</u>
2. Antecedentes.....	<u>21</u>
2.1. Estudios a nivel internacional.....	<u>21</u>
2.2. Estudios a nivel nacional.....	<u>23</u>
3. Problemática o Justificación.....	<u>24</u>
4. Hipótesis.....	<u>25</u>
5. Preguntas de Investigación.....	<u>25</u>
6. Objetivos.....	<u>25</u>
7. Materiales y Métodos.....	<u>26</u>
7.1. Área de estudio y muestreo.....	<u>26</u>
7.2. Recolección de presas.....	<u>26</u>
7.3. Preparación de muestras.....	<u>27</u>
7.4. Determinación de concentración de Cd, Pb, Cu y Zn.....	<u>28</u>
7.5 Biomagnificación.....	<u>28</u>
7.6. Determinación del riesgo de consumo.....	<u>29</u>
7.7. Nivel trófico.....	<u>30</u>
7.8. Análisis estadístico de los datos.....	<u>31</u>
8. Resultados y Discusiones.....	<u>32</u>

8.1. Biometrías.....	<u>32</u>
8.2. Identificación de presas.....	<u>33</u>
8.3. Calculo del nivel trófico de <i>Sphyrna lewini</i>	<u>34</u>
8.4. Análisis de Cobre.....	<u>36</u>
8.4.1. Músculo.....	<u>36</u>
8.4.2. Hígado.....	<u>39</u>
8.4.3. Contenido estomacal.....	<u>41</u>
8.5. Análisis de Zinc.....	<u>42</u>
8.5.1. Músculo.....	<u>42</u>
8.5.2. Hígado.....	<u>44</u>
8.5.3. Contenido estomacal.....	<u>47</u>
8.6. Análisis de Cadmio.....	<u>47</u>
8.6.1. Músculo.....	<u>48</u>
8.6.2. Hígado.....	<u>50</u>
8.6.3. Contenido estomacal.....	<u>53</u>
8.7. Análisis de Plomo.....	<u>53</u>
8.7.1. Músculo.....	<u>54</u>
8.7.2. Hígado.....	<u>56</u>
8.7.3. Contenido estomacal.....	<u>59</u>
8.8. Distribución de Cu, Zn, Cd, Pb en tejidos de <i>S. lewini</i>	<u>60</u>
8.9. Biomagnificación a través de la dieta.....	<u>64</u>
8.10. Determinación del riesgo para la salud Humana.....	<u>66</u>
8.10.1. Escenario para un consumo nacional y de Sinaloa.....	<u>67</u>
8.10.2. Escenario para consumo mundial.....	<u>69</u>
9. Conclusiones.....	<u>74</u>
10. Bibliografía.....	<u>75</u>

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Aporte de metales pesados (kg/día) via aguas residuales en una ciudad de 1 millón de habitantes.

Tabla 2. Producción de tiburón y cazón para el periodo 2012-2011.

Tabla 3. Factores que influyen en la toxicidad de los metales pesados.

Tabla 4. Dosis referencia de contaminante RfD (mg/kg peso corporal/día), determinados por la FAO y la EPA (2014).

Tabla 5. Categoría de las presas usadas para el cálculo estandarizado de la composición de la dieta y nivel trófico de tiburones.

Tabla 6. Organismos que componen la dieta del tiburón *Sphyrna lewini*.

Tabla 7. Nivel trófico del tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) capturado en aguas al Sur Este del Golfo de California calculado de acuerdo a los valores de NT (Hobson y Welch) y NT (Fishbase) y las presas que conformaron la dieta del año 2011 y 2011.

Tabla 8. Concentración media (mg/kg peso seco) de Cu, Zn, Cd, Pb (\pm desviación estándar) en los tejidos hígado y músculo de *S. lewini*. Letras diferentes (a, b) indican diferencias entre los tejidos para cada metal analizado, Kolmogorov Smirnov y Kruskall Wallis ($p < 0.05$); y la concentración media de la totalidad del contenido estomacal para los años 2011 y 2012.

Tabla 9. Concentraciones encontradas de Cd, Pb, Cu y Zn (mg/kg con base a peso seco) en tejidos de varias especies de tiburones de diferentes partes del mundo; análisis en hígado y músculo.

Tabla 10. Factor de biomagnificación (FB) Cd, Pb, Zn y Cu (\pm desviación estándar) considerando la proporción individual de las especies que contribuyeron a la dieta del tiburón martillo (*S. lewini*) durante los años 2011 – 2012; fórmula de Lavoie (2010).

Tabla 11. Valor de HQ y HI (promedio) para la población de hombres, mujeres y niños por Cd, Pb, Cu y Zn en la fracción comestible del tiburón *Sphyrna lewini*, de acuerdo a un consumo nacional (N), consumo en Sinaloa (S) y el consumo mundial (M).

Tabla 12. Índice de Riesgo (HQ) calculado para los metales no esenciales Cd y Pb encontrado en la parte comestible en especies de peces pelágicos de importancia comercial, resultados obtenidos de otros estudios.

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Distribución mundial del Tiburón martillo (*S. lewini*) (CITES, 2013).
- Figura 2.** Medida estándar de Longitud Total de un Tiburón (*S. lewini*).
- Figura 3.** Espectrofotómetro de absorción atómica (EAA) acoplado con horno de grafito (Varian).
- Figura 4.** Frecuencias de longitud (cm) y peso (Kg) de los organismos recolectados en el año 2011 – 2012.
- Figura 5.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (en mg/kg peso seco) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011.
- Figura 6.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2012.
- Figura 7.** Correlación de la concentración de Cu (mg/kg) entre el músculo y la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (blanco) y 2012 (negro).
- Figura 8.** Correlación de la concentración de Cu (mg/kg) entre el músculo y el peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (blanco) y 2012 (negro).
- Figura 9.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.
- Figura 10.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.
- Figura 11.** Correlación de la concentración de Cu (mg/kg) en el hígado respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (blanco) y 2012 (negro).
- Figura 12.** Correlación de la concentración de Cu (mg/kg) en el hígado respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en el 2011 (blanco) y 2012 (negro).
- Figura 13.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (mg/kg) en las diferentes especies encontradas como contenido estomacal del tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011 (barras en gris) y 2012 (barras en negro).
- Figura 14.** Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.
- Figura 15.** Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.

- Figura 16.** Correlación de la concentración de Zn (mg/kg) en el músculo respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (blanco) y 2012 (negro).
- Figura 17.** Correlación de la concentración de Zn (mg/kg) en el músculo respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (blanco) y 2012 (negro).
- Figura 18.** Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011.
- Figura 19.** Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.
- Figura 20.** Correlación de la concentración de Zn (mg/kg) en el hígado respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (blanco) y 2012 (negro).
- Figura 21.** Correlación de la concentración de Zn (mg/kg) en el hígado respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (blanco) y 2012 (negro).
- Figura 22.** Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en las diferentes especies encontradas como contenido estomacal del tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011 (barras en gris) y 2012 (barras en negro).
- Figura 23.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cd (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.
- Figura 24.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cd (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.
- Figura 25.** Correlación de la concentración de Cd (mg/kg) en el músculo respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (negro) y 2012 (blanco).
- Figura 26.** Correlación de la concentración de Cd (mg/kg) en el músculo respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en el 2011 (negro) y 2012 (blanco).
- Figura 27.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cd (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.
- Figura 28.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cd (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.
- Figura 29.** Correlación de la concentración de Cd (mg/kg) en el hígado respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (negro) y 2012 (blanco).
- Figura 30.** Correlación de la concentración de Cd (mg/kg) en el hígado respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (negro) y 2012 (blanco).

- Figura 31.** Concentración (\pm desviación estándar) de Cd (mg/kg) en las especies encontradas en el contenido estomacal del tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011 (barras en gris) y 2012 (barras en negro).
- Figura 32.** Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.
- Figura 33.** Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.
- Figura 34.** Correlación de la concentración de Pb (mg/kg) en el músculo respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (negro) y 2012 (blanco).
- Figura 35.** Correlación de la concentración de Pb (mg/kg) en el músculo respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (negro) y 2012 (blanco).
- Figura 36.** Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.
- Figura 37.** Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.
- Figura 38.** Correlación de la concentración de Pb (mg/kg) en el hígado respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (negro) y 2012 (blanco).
- Figura 39.** Correlación de la concentración de Pb (mg/kg) en el hígado respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en el 2011 (negro) y 2012 (blanco).
- Figura 40.** Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en las especies encontradas en el contenido estomacal del tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011 (barras en gris) y 2012 (barras en negro).
- Figura 41.** Representación esquemática del factor de biomagnificación (FB) de Cd, Pb, Zn y Cu (\pm desviación estándar) considerando a las tres familias de especies que más contribuyeron a la dieta del tiburón martillo (*S. lewini*) durante los años 2011 – 2012; fórmula de Gray (2002).

RESUMEN

En el presente estudio se determinó la concentración de cadmio, plomo, cobre y zinc, en tejidos de *Sphyrna lewini* capturado en aguas del sureste del Golfo de California. Las concentraciones medias encontradas en músculo (N=41) fueron (en mg/kg en peso seco) para Cd 0.02 ± 0.01 , para Pb 0.07 ± 0.05 , para Cu 1.54 ± 0.28 , y para Zn 17.02 ± 2.17 . Las concentraciones medias encontradas para hígado (N=41) fueron para Cd 0.23 ± 0.14 , para Pb 0.10 ± 0.04 , para Cu 3.93 ± 2.63 , y para Zn 18.65 ± 6.40 . Se encontraron correlaciones negativas significativas ($p < 0.05$) con respecto a la talla y el peso del organismo para Cu y Zn, así tenemos que la concentración de estos metales tiende a disminuir conforme la especie incrementa su tamaño; mientras que las concentraciones de Cd y Pb presentaron correlaciones positivas significativas ($p < 0.05$) con la talla y el peso, lo que indica que la concentración de estos metales aumenta conforme los organismos incrementan su tamaño.

Con las concentraciones de metales en la parte comestible (músculo o filete), se determinó el riesgo de consumo para el ser humano (HQ), de acuerdo con tres escenarios: con el consumo promedio diario de mariscos de México (30 g), de Sinaloa (100 g) y con el consumo mundial (50 g). No se encontraron valores de HQ > 1 , por lo tanto de acuerdo con la Agencia de Protección al Ambiente de estados Unidos (EPA), no representan un riesgo para la salud el consumo de esta especie y que pueda provocar efectos adversos para la salud en cuanto a estos cuatro metales.

Se analizó el contenido estomacal de todos los individuos que tuvieron tal contenido presente, se identificaron las presas-dieta y se calculó el nivel trófico (4.20) del tiburón martillo, posteriormente, se determinaron las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn de las presas para calcular el factor de biomagnificación con las fórmulas propuestas por Gray y Lavoie. Los resultados indican que estos metales no son biomagnificados a través de su dieta, al menos con la encontrada en los especímenes recolectados.

ABSTRACT

In this study the concentration of cadmium, lead, copper and zinc were determined in tissues of the shark *Sphyrna lewini* caught in waters of the southeastern Gulf of California. Mean concentrations found in muscle (N=41) were (in mg / kg dry weight) for Cd 0.02 ± 0.01 , for Pb 0.07 ± 0.05 , for Cu 1.54 ± 0.28 , and for Zn 17.02 ± 2.17 ; the mean concentration found for liver (N=41) were 0.23 ± 0.14 for Cd, 0.10 ± 0.04 for Pb, 3.93 ± 2.63 for Cu, and 18.65 ± 6.40 for Zn. Significant negative correlations ($p < 0.05$) with respect to the size and weight of the organisms were found for Cu and Zn, which tend to decrease as the species increase its size; whereas Cd and Pb concentrations showed significant positive correlations ($p < 0.05$) with length and weight, indicating that the concentration of these metals augment as organism increase in size.

With the metal concentrations of the edible portion (muscle) was determined the consumption risk to humans (HQ), according to three scenarios: with the average daily consumption of seafood in Mexico (30 g), Sinaloa (100 g) and world consumption (50 g). No HQ values > 1 were found, therefore according to the Environmental Protection Agency states (EPA), does not represent a health risk consumption of this species that can cause adverse health effects in these four metals. The stomach contents of all individuals which had such content were analyzed, prey-diet were identified and trophic level calculated (4.20) for hammerhead shark, then the concentrations of Cd, Pb, Cu and Zn were determined in the analyzed prey to calculate the bio magnification factor according to the formulas proposed by Gray and Lavoie. The results indicate that these metals are not biomagnified through of the diet, at least with those found in the specimens collected.

1. INTRODUCCIÓN

El Golfo de California tiene alrededor de 1,400 km de longitud y una anchura promedio de 150 km, con profundidades que oscilan entre los 180 m en las zonas más costeras, además presenta varias características oceanográficas que lo hacen único comparándolo con otros mares semi cerrados de latitud y dimensiones similares. Entre las características más importantes están: (a) las mareas las cuales llegan a los 6.95 m (más alta registrada en San Felipe, B.C.); (b) su salinidad que se ve influenciada por las condiciones climáticas la cual fluctúa entre 34.9 y 35.9 ‰, mientras que la temperatura oscila entre los 10 a 32° C de acuerdo a la estación del año, con temperaturas más frías en el norte y más cálidas conforme nos acercamos a la boca del golfo (Ulloa, 2006; Lluch Cota, 2007); (c) la presencia de surgencias tanto en la margen continental como en la margen peninsular; (d) su relativamente alta tasa de producción primaria; (e) sus numerosas islas e islotes (>922) (Lavin, 2003); (f) su peculiar tectonismo e hidrotermalismo; y (g) su elevado endemismo y gran biodiversidad (Páez-Osuna et al., 2003).

El Golfo de California (GC) se considera un refugio para muchas especies marinas; viven más de 4800 especies de macro invertebrados marinos, 891 especies de peces marinos, siete reptiles marinos, 181 aves acuáticas y 36 mamíferos marinos (Páez, 2011). Las características oceanográficas del Golfo hacen de éste un hábitat importante para los pelágicos mayores (tiburones, mantarrayas, picudos, dorado, atunes) así como para mamíferos y tortugas marinas. La actividad pesquera en el GC es importante para el sustento de los asentamientos costeros, de toda la biodiversidad se aprovechan comercialmente 70 especies de peces y mariscos, la mayoría destinada al mercado internacional, sobre todo de los EUA y Asia; y en cuanto a consumo internacional podríamos nombrar incluso 100 especies más (Páez-Osuna, 2011)

En el SE del Golfo de California (litoral de Sinaloa) se desarrollan varias actividades antrópicas que impactan a los ecosistemas acuáticos y terrestres, una parte de los metales proviene de estas actividades entre las cuales sobresalen la agricultura con más de 1, 252,000 ha de agricultura intensiva con cultivos de maíz, hortalizas y oleaginosas; así como la acuicultura con más de 43,000 ha de estanquerías de cultivo de camarón. La pesca abarca a unos 10,000 pescadores industriales que operan 1300

embarcaciones y a 50,000 pescadores en la pesca artesanal. En la minería, tenemos que se extrajeron en el año 2010; 1,430 toneladas de cobre, 3,706 toneladas de plomo, y 7,100 toneladas de zinc. Las actividades turísticas en la región SE del golfo incluye a más de 400 hoteles y 15 marinas. Los asentamientos humanos, que comprenden a Sinaloa incluye a poco más de 2.7 millones de habitantes. Adicionalmente, los metales se movilizan a través de los escurrimientos naturales y de las aguas municipales (Tabla 1) (Páez-Osuna, 2011; Berges-Tiznado, 2013).

Tabla 1. Aporte de metales pesados (kg/día) via aguas residuales en una ciudad de 1millón de habitantes.

	INDUSTRIAL	COMERCIAL	DOMÉSTICA	TOTAL
ARSÉNICO	—	0.13	0.81	0.94
CADMIO	1.13	0.04	0.18	1.35
CROMO	2.94	0.09	0.77	3.80
COBRE	8.83	1.81	9.33	19.97
PLOMO	8.38	0.23	1.36	9.97
MERCURIO	0.14	0.04	0.18	0.36
NÍQUEL	4.08	0.36	2.26	6.70
PLATA	2.31	0.04	0.23	2.58
ZINC	22.47	7.75	43.94	74.16

La pesca en México constituye una fuente importante de alimentos no sólo a nivel nacional sino también a nivel mundial. Sinaloa es uno de los estados más importantes de México en cuanto a la producción pesquera, generando más del 20% de los ingresos del país ocupando el lugar número 2 a nivel nacional (CONAPESCA, 2011). Datos contemporáneos e históricos indican que el estado de Sinaloa siempre ha estado entre los líderes a nivel nacional en la pesca de elasmobranchios. Al respecto, tenemos que el tiburón y cazón por su volumen se encuentran posicionados en el lugar 10 de la producción pesquera en México, de la cual Sinaloa presentó el mayor aporte con un 21% el pasado 2011 (Tabla 2).

Tabla 2. Producción de tiburón y cazón para el periodo 2002-2011 (CONAPESCA, 2011).

SERIE HISTÓRICA DE LA PRODUCCIÓN DE TIBURÓN Y CAZÓN (PESO VIVO EN TONELADAS 2002-2011)										
ENTIDAD	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
TOTAL	24,383	26,611	29,580	26,948	23,204	27,049	22,876	26,807	29,775	23,866
SINALOA	948	4,050	4,510	5,218	5,478	7,483	4,755	5,569	5,596	5,027
BAJA CALIFORNIA SUR	2,509	2,871	2,670	3,015	1,997	2,618	2,618	2,782	5,159	4,565
BAJA CALIFORNIA	3,506	4,163	4,460	2,830	2,880	3,481	3,854	4,475	3,926	3,223
CHIAPAS	1,689	4,010	4,909	4,349	2,796	2,578	3,044	3,723	3,048	1,750
OAXACA	136	2,098	2,840	1,697	1,679	1,402	801	1,431	3,531	1,595
NAYARIT	48	843	950	632	549	525	722	1,169	1,029	1,594
TAMAULIPAS	1,156	1,787	2,101	1,836	1,180	1,381	1,344	1,366	2,063	1,305
SONORA	4,692	1,483	1,914	1,621	1,735	3,271	1,982	2,265	1,483	1,169
TABASCO	445	586	419	538	543	559	618	474	567	803
OTRAS*	9,254	4,720	4,807	5,211	4,367	3,751	3,137	3,552	3,373	2,835

*CAMPECHE, COLIMA, GUERRERO, JALISCO, MICHOACÁN, QUINTANA ROO, VERACRUZ E YUCATÁN.

1.1. Metales pesados en el medio ambiente

Los metales comprenden alrededor del 75% de los elementos en la tierra, y estos forman aleaciones entre metales y con elementos no metálicos; entre las propiedades características de los metales, están la de que son muy maleables, su dureza y buena conductividad de calor y electricidad (Páez-Osuna, 2011).

Los metales y metaloides son elementos que ocurren naturalmente y que se convierten en contaminantes cuando las actividades humanas elevan su concentración en el ambiente por encima de los niveles naturales (Páez-Osuna, 2011). Estos metales han sido emitidos y distribuidos en los ambientes terrestres, acuáticos y en el aire como material de desperdicio de las actividades humanas, la minería, la industria, productos de la combustión y pesticidas agrícolas. Los metales pesados pueden estar divididos como (Jakimska et al., 2011):

- Los elementos Mn, Fe, Co, Cu, Zn y Mo que son esenciales para el crecimiento y ciclo de vida de los organismos vivos, pero que se vuelven tóxicos a altas concentraciones.
- Los elementos Pb, Hg y Cd que son no esenciales, debido a que son tóxicos incluso a bajas concentraciones y no presentan función biológica conocida.

Los oligoelementos o elementos esenciales en el ambiente los podemos encontrar en concentraciones de 0.1%, mientras que en los tejidos de las plantas y

animales se encuentran normalmente por debajo del 0.01%. En los ecosistemas terrestres, el lugar donde se encuentra la mayoría de los metales pesados, es en los suelos, mientras que en los cuerpos de agua, los encontramos en los sedimentos. La mayor parte de la materia particulada en los medios acuáticos (arcillas, óxidos hidratados metálicos y materia orgánica particulada) posee una carga negativa neta, que le confiere carácter coloidal. Por tanto, los cationes metálicos son electrostáticamente atraídos hacia su superficie, y una parte se deposita en el sedimento. Los procesos biogeoquímicos que regulan la movilidad de estos metales se ven influenciados por factores como el pH, el potencial redox, y la especiación química de los metales.

Los metales y metaloides como el As, Ag, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tl, V y Zn son importantes desde el punto de vista ambiental, porque constituyen un riesgo de contaminación en el medio ambiente, ya que son elementos que forman compuestos con una gran estabilidad química ante procesos de biodegradación y presentan una larga vida media por lo que no desaparecen del medio ambiente, sino que son transferidos a otros lugares y pueden cambiar de estado o combinarse con otras sustancias, y en algunos casos dar lugar a formas más tóxicas del metal, por lo que los seres vivos son incapaces de metabolizarlos; y estos se acumulan en los tejidos vivos, causando daños a nivel celular, de los tejidos y de los órganos (Mancera Rodriguez, 2006; Jakimska et al., 2011; Páez-Osuna, 2011).

Los metales pesados en los ambientes marinos, ocurren mayormente concentrados en las zonas costeras, cerca de las zonas pobladas e industrializadas, debido al aporte atmosférico y fluvial (Jakimska, 2011). La mayoría de estos metales son poco solubles en el agua y tienden a adsorberse o absorberse en las partículas del material suspendido de las aguas costeras y pueden luego transportarse a aguas más profundas.

1.1.1.Cadmio

Es considerado un elemento no esencial, debido a su alta toxicidad, sin embargo es muy biodisponible. Este metal lo podemos encontrar en forma de sales; las cuales presentan una solubilidad muy variable, ya que los halogenuros, sulfatos, y nitratos son

relativamente solubles, mientras que los óxidos, hidróxidos y carbonatos son prácticamente insolubles; de entre los cuales el óxido de cadmio constituye un peligro potencial para la salud. Una vez que se solubiliza podemos encontrar este metal como ión libre (Cd II) en las aguas superficiales; el cual se une a la materia particulada, una vez que llega al mar tiende a depositarse en los sedimentos de las aguas costeras y los estuarios; sin embargo, puede llegar a disolverse de nuevo si el pH disminuye. (BVSDE, 2010)

En los humanos la ingesta de comida es la fuente mas importante de exposición al cadmio, está presente en la mayoría de los alimentos, pero sus concentraciones varían dependiendo de la dieta (Järup, 2003). Las consecuencias de la exposición al cadmio se agrava por la relativa incapacidad del ser humano de desechar este elemento y debido a que su estructura atómica y electronegatividad se asemeja mucho a la del zinc (elemento esencial) siendo capaz de sustituirlo en algunos procesos enzimáticos. El cadmio daña una estructura específica de la unidad funcional del riñón, esto se manifiesta en una fuga de proteínas de bajo peso molecular y de iones esenciales, tales como el calcio, con el tiempo, esto lleva a una insuficiencia renal severa o puede llevar incluso a un debilitamiento de los huesos (osteoporosis) (Hu, 2002).

1.1.2. Plomo

Es considerado como no esencial para el organismo debido a su toxicidad aguda y crónica. Este elemento lo podemos encontrar en compuestos inorgánicos (sales y óxidos), e orgánicos (tetraetilo y tetrametilo de plomo) (BVSDE, 2010), lo podemos encontrar en gran medida en los suelos, mientras que en las aguas lo podemos encontrar a bajas concentraciones y es transportado a esta por medio del aire, y luego depositado como sustrato en los sedimentos; encontramos mayores concentraciones en aguas con un pH ácido como suele observarse en zonas industrializadas cercanas a la costa.

La población humana en general se ve expuesta al plomo por medio del aire y la comida en proporciones similares. El plomo en la sangre esta ligado a los eritrocitos y su eliminación es muy lenta; el plomo es acumulado en el esqueleto (alrededor del 90%

de la concentración corporal total), liberándose lentamente de los compartimientos del hueso (Järup, 2003). Dependiendo de la dosis, la exposición al plomo en jóvenes y adultos puede causar un amplio rango de problemas a la salud desde convulsiones involuntarias, coma, falla renal y muerte cerebral; los jóvenes son los que se ven más expuestos a los efectos neurotóxicos del plomo. (Hu, 2002)

1.1.3. Cobre

Es considerado como un elemento esencial para la realización de procesos metabólicos y enzimáticos del organismo. Este metal existe en varias formas físicas y químicas en el agua, se puede encontrar en el fondo o en los sedimentos suspendidos, unido a la Biota, disuelto en la columna de agua o en el agua intersticial (Páez-Osuna, 2011); el Cu forma compuestos tanto orgánicos como inorgánicos. Uno de sus estados de oxidación Cu (II) es de mayor importancia para el medioambiente, debido a que este ion reacciona con varios compuestos orgánicos e inorgánicos, así como con diversas partículas. Este metal en su forma iónica se ve regulado principalmente por la salinidad del agua; en ambientes más dulces lo podemos encontrar soluble en el agua, sin embargo, cuanto más nos acercamos a las zonas costeras, este tiende a encontrarse más en el particulado; por lo que lo encontramos en niveles relativamente más altos en los sedimentos (Páez-Osuna, 2011).

En general, la población se ve expuesta al cobre por medio de su inhalación, consumo de alimentos y agua; siendo la última la más común. Este elemento es esencialmente un nutriente involucrado en diversos procesos del organismo, en el metabolismo y a nivel enzimático. La exposición a niveles altos de cobre puede resultar en un alto número de efectos adversos para la salud, incluyendo daños al riñón y al hígado, anemia, e inmunotoxicidad. Muchos de estos efectos son consistentes con el daño oxidativo a las membranas y macromoléculas (ATSDR, 2009).

1.1.4. Zinc

Es considerado esencial para la realización de numerosos procesos enzimáticos de los organismos. El ion Zn(II) lo podemos encontrar en forma hidratada en soluciones acuosas neutras y ácidas; y a un pH alcalino en forma de ion Zincato. Debido a su

naturaleza anfótera, forma gran variedad de sales, cloratos, sulfatos, cloruros y nitratos, que son solubles en el agua. La exposición al Zinc se da en gran medida por el agua, aire y compuestos en la comida. Los peces por ejemplo acumulan el zinc en sus cuerpos proveniente de las aguas donde nadan y de los organismos que consumen que a su vez estos consumieron del agua o de los suelos.

El Zinc se almacena en todo el cuerpo, mayormente en la sangre y en los huesos en los cuales puede permanecer por muchos días, hasta ser excretado por el organismo. La ingesta alta de Zn por un tiempo considerable puede causar anemia y daño al páncreas (ATSDR, 2009).

1.2. Efecto de los metales a nivel del ADN

El ácido desoxirribonucleico (ADN) es el material genético que contiene toda la información necesaria para construir las células, y determina las reacciones químicas que se llevan a cabo a nivel celular, como sería el metabolismo de la célula. La radiación y una gran variedad de compuestos químicos pueden dañar el ADN a nivel celular (genotóxicos). Los compuestos químicos (genotóxicos) como los metales, se pueden unir a la molécula del ADN e inhiben la síntesis y la reparación del mismo; dando lugar a mutaciones. Si estos problemas no son tratados, dan lugar a consecuencias biológicas a nivel celular, de órganos, organismo, población y de la comunidad (Páez-Osuna, 2011). Entre los contaminantes genotóxicos se encuentran los hidrocarburos aromáticos policíclicos, los plaguicidas y los metales Cd, Pb, Hg, Zn, Cu entre otros; estos cada vez se presentan más frecuentemente en concentraciones altas en zonas costeras, estuarios y lagunas.

1.3. Metales pesados en organismos acuáticos

Los organismos acuáticos pueden absorber los metales siendo influenciados tanto por procesos bióticos (edad, talla, sexo, hábito de alimentación, etc.) como abióticos (temperatura, salinidad, pH, Eh, etc.), concentrándose en sus tejidos, fluidos y órganos (Tabla 3). Los productores primarios en los sistemas acuáticos acumulan los metales a partir del agua y de los sedimentos, mientras que los productores primarios en los sistemas terrestres los obtienen del suelo. Además, que en los sistemas acuáticos se

encuentran disueltas las excretas de los organismos que es otra vía disponible para la acumulación de metales en peces y otros organismos. Existen órganos o tejidos que son críticos para la acumulación de contaminantes; por ejemplo, en algunas especies de peces se ha observado que las mayores concentraciones se encuentran en el hígado que en cualquier otro tejido (Soto-Jiménez, 2011; Galván-Magaña, 2012).

Tabla 3. Factores que influyen en la toxicidad de los metales (Páez-Osuna, 2011).

Forma del Metal en el Agua	Inorgánica o Orgánica	-soluble: ion, par iónico, complejo, quelato o molécula
Presencia de otros metales u otros contaminantes	Sinergismo, antagonismo, potenciación	-particulado: coloidal, precipitado adsorbido
Factores ambientales (influyen en la fisiología de los organismos y las formas químicas)	Temperatura, pH, oxígeno disuelto, intensidad de la luz, salinidad, potencial redox	
Condición del organismo	Estadio (larva, juveniles, adultos), cambios en el ciclo de vida (muda, reproducción), edad, talla, sexo, protección adicional (conchas, exoesqueleto), adaptación a los metales	
Comportamiento o conducta		

La concentración de estos metales en los organismos acuáticos varían debido a su proceso de captura y la eliminación; el balance entre estos dependerá de las concentraciones en el agua y las tasas relativas de los dos procesos que están afectados por un número de factores.

Para que un metal sea asimilado a partir de las partículas alimenticias ingeridas es necesario que primero se libere en el tracto digestivo del animal. Entre otros factores,

el pH del estómago es determinante para que se produzca la digestión y liberación de los metales. Una vez liberado, el potencial de asimilación del metal depende de la presencia de las metalotioneínas (MT) que son proteínas de bajo peso molecular (6000-7000 Da) con cerca de 60 aminoácidos los cuales son ricos en cisteína y carecen de los aminoácidos aromáticos (histidina y metionina), teniendo la capacidad de enlace de seis a siete átomos de metales pesados por molécula. Su síntesis es inducida cuando los organismos, tanto peces como invertebrados, son expuestos a la contaminación por metales (Cd, Cu, Hg, Zn, Pb y Ag). Las MT transportan a los metales desde el sitio de captura hacia los diferentes órganos y tejidos (Soto-Jiménez 2011, Páez-Osuna, 2011).

El proceso por el cual estos metales se acumulan en los tejidos y órganos se conoce como bioacumulación, que es el proceso por el cual una concentración química es incrementada en el organismo comparada con las concentraciones en el 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 la vía dérmica (Páez-Osuna, 2011); todo esto a su vez depende de la especie y de sus procesos de detoxificación y metabolismo. Debido a esto podemos encontrar una variedad de organismos que presentan diferentes niveles de metales a pesar de ser originarios del mismo ambiente marino.

Un proceso por el cual los organismos acuáticos eliminan parte de los metales y otros contaminantes adquiridos en la alimentación o en forma disuelta a través del agua circundante; es por medio de la excreción o biotransformación, que resulta en una disminución en la cantidad del contaminante dentro del organismo. Las especies tienen diferentes mecanismos de excreción que van desde estructuras no especializadas en las algas hasta sistemas excretores complejos en los que intervienen órganos como el riñón, el hígado y hasta la piel; a su vez se ha determinado que la tasa de excreción para los elementos esenciales (Cu, Zn, Se, etc.) son relativamente independientes del tamaño del organismo, pero en cambio en los no esenciales (Cd, Pb, Hg) la tasa de excreción puede variar entre organismos juveniles y adultos de diferentes especies. (Soto-Jiménez, 2011).

En concentraciones ambientales constantes, los metales en peces de determinada especie, tienden a aumentar con la edad como consecuencia de una mayor ingesta, debido a los desplazamientos en los niveles tróficos, el pez come cada vez más peces y las presas son más grandes. Por otro lado, el metabolismo se vuelve más lento con la edad, existe una mayor asimilación que excreción, los adultos tienen tasas metabólicas menores que los juveniles (Boening, 2000). Por ello, es común que los peces viejos tengan en sus tejidos concentraciones de elementos traza mayores a las concentraciones encontradas en los peces más jóvenes de una misma especie.

Los procesos de transferencia trófica de estos oligoelementos son muy complejos por los múltiples factores que los afectan. La elevada productividad y diversidad y las condiciones ambientales únicas y estacionales de los ecosistemas costeros subtropicales, hacen que el estudio de tales procesos sea aún más difícil en estos ambientes (Boening, 2000; Soto-Jiménez, 2011).

1.4. Biomagnificación de metales en organismos marinos

Los estudios para determinar la abundancia de estos metales pueden llevarse a cabo mediante indicadores biológicos; se define como un organismo que puede usarse para cuantificar los niveles relativos de contaminación mediante la medición de la concentración de elementos tóxicos en sus tejidos, bien el organismo entero, una parte, o un solo tejido (Phillips, 1977). Esta bioacumulación y biomagnificación en tejidos vivos, ocurre principalmente en peces, especialmente en predadores de vida larga.

La biomagnificación se puede definir como el incremento en la concentración entre los niveles tróficos; si el factor de biomagnificación (concentración en el predador/concentración en la presa) >1 (Gray, 2002). Se concluye entonces que el elemento o contaminante se ha biomagnificado con respecto al organismo predador.

La dieta del tiburón determina muchos aspectos de su vida, incluyendo donde vive, el tiempo del día en que se encuentra activo, y las profundidades a las cuales se encuentra; y el análisis de su contenido estomacal nos permite determinar la composición de su dieta (Torres-Rojas, 2010) y el papel que juega el organismo dentro de la cadena trófica (nivel trófico).

1.5. Tiburón martillo (*Sphyrna lewini*)

El presente estudio está enfocado en el tiburón *S. lewini* el cual es considerado una especie vulnerable debido a la disminución de sus poblaciones en el mundo, esto provocado por la pesca para consumo humano. Se pretende evaluar la concentración de Pb, Cd, Cu, Zn en músculo, hígado y contenido estomacal de *S. lewini*, clasificado como vivíparo placentario, el cual consume una mezcla de peces y cefalópodos en proporciones que dependen en su mayoría de la disposición de las mismas, tomando en cuenta que los jóvenes se alimentan en gran parte de peces bentónicos y cefalópodos epipelágicos (Torres-Rojas, 2010; Williamson, 2011).

S. lewini es cosmopolita en mares tropicales y templados, pero se encuentra con mayor frecuencia durante los meses de verano en las latitudes altas, generalmente entre noviembre y junio; Se reproduce cerca de la costa y en la plataforma continental y en aguas profundas de la superficie adyacente a por lo menos 275 m de profundidad. El tamaño máximo registrado es de 367 cm, los machos se consideran adultos cuando llegan a medir por los 140 a 170 cm, mientras que las hembras son consideradas en edad adulta cuando miden alrededor de 220 cm (Williamson, 2011). Esta especie habita aguas costeras y oceánicas de todos los mares tropicales del mundo. En el Océano Pacífico oriental, se distribuye desde Baja California Sur, México hasta el norte de Perú (Fig. 1).

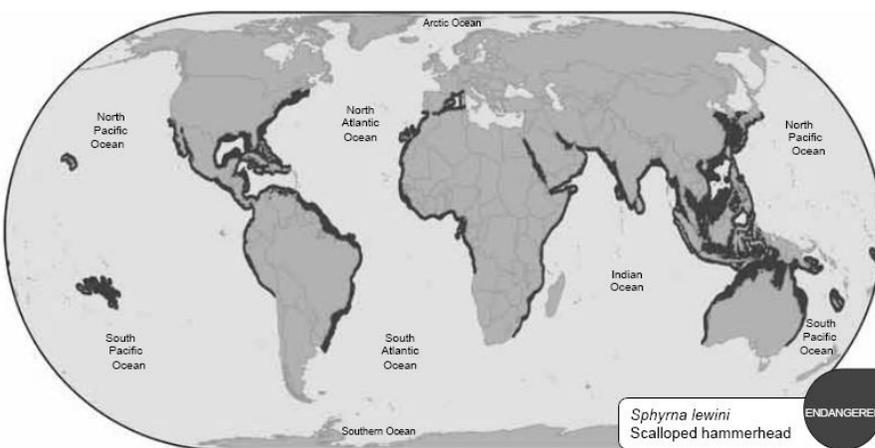


Figura 1. Distribución mundial del tiburón martillo (*S. lewini*) la cual se indica mediante las zonas sombreadas en azul oscuro (CITES, 2013).

Los individuos juveniles del tiburón martillo habitan principalmente en las áreas costeras, llegando a formar agrupaciones con predominancia de hembras (Colombo Montaña, 2009). Esta especie de tiburón llega a formar poblaciones muy densas y altamente migratorias; su crecimiento es lento, con un largo periodo de gestación de alrededor de ocho meses. Durante el día los adultos se juntan alrededor de los montes submarinos, mientras que los jóvenes se juntan en aguas poco profundas; dispersándose por la noche para cazar su alimento.

2. ANTECEDENTES

Los oligoelementos son transferidos dentro de la trama alimenticia de los organismos acuáticos y pueden llegar a ser tóxicos cuando la acumulación en los tejidos de los organismos alcanza un nivel crítico. Debido a que el estudio de estos procesos es de sumo interés para las áreas de la ecología acuática, ciencias ambientales y de la salud humana, se han generado un gran número de trabajos con referencia hacia la presencia de las concentraciones de metales pesados en tejidos de diversos organismos de ambientes marinos en diferentes niveles de la cadena trófica, entre los cuales están los tiburones. Sin embargo, de estos estudios, los metales más estudiados son los considerados de más alto riesgo tanto para su consumo como para la vida del mismo organismo, estos metales son el cadmio, plomo, mercurio y arsénico entre los principales.

2.1. Estudios a nivel Internacional

Olmedo y colaboradores (2013) recolectaron 485 muestras de 43 especies de peces de los más consumidos en las costas de Andalucía, al sur de España analizaron los niveles de Hg, Cd, Pb, As; se encontró que en las especies predatoras mayores como el tiburón había una concentración más elevada de Hg, Pb y As; siendo los valores más elevados (mg/kg peso húmedo) encontrados de Hg 0.963, Pb 0.316, As 0.381 y por último Cd 0.008.

Storelli y colaboradores (2011) analizaron la concentración de Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu y Zn en el músculo, gónadas, piel y cerebro del tiburón *Mustelus mustelus*; capturado en aguas del mediterráneo al este de Italia, los niveles más altos de

concentración (ug/g) se encontraron en las gónadas Hg 0.70, Pb 0.39, Zn 16.30, Cu 21.62, Cd 0.10; mientras que en el músculo se encontró la concentración más alta de Hg 2.58; los autores concluyeron que la acumulación de estos metales en los tejidos depende de las necesidades metabólicas, propiedades físico-químicas y los procesos de destoxificación del organismo.

Así mismo en las costas del sureste de Asia en Hong Kong, China, Cornish et al. (2007) analizaron el contenido de Ag, Cd, Cr, Cu, Mn, Pb, Zn en el músculo dorsal, bazo e hígado en el tiburón bambú *Chiloscyllium plagiosum*, se observó una variación en los tejidos, se presentó una mayor concentración de Ag y Cd en el hígado; también se observó que la concentración de Cu y Zn decrece al incrementarse el tamaño del organismo.

Powell y Powell (2001) analizaron Cu, Pb, Zn, Cd, Hg y As en músculo y órganos de 8 especies marinas alrededor de una zona de descargas mineras en las costas de Papúa Nueva Guinea, Australia y observaron un pequeño incremento en la concentración de los metales en el músculo especialmente de Hg en la especie *S. lewini*

Turoczy y colaboradores (2000) analizaron la concentración de As, Cd, Hg, Zn y Pb (entre otros) en el músculo del tiburón *Deania calcea*, *Centroscymnus crepidater*, y *Centroscymnus owstonii*, capturados en aguas al oeste de Victoria, Australia y se observó la presencia de todos estos metales de los cuales As y Hg se encontraron por encima de los niveles permisibles; y un consumo de más de 400 g de cualquiera de estos tiburones superaría el nivel de tolerancia semanal de cada uno de estos metales de acuerdo con la FAO.

Se analizó la acumulación de Hg, Cd y Zn en músculo e hígado de 3 especies de tiburón (*Mustelus schmitti*, *Halaeulurus hivi* y *Notorhynchus sp*) que habitan el estuario Bahía Blanca, Argentina. Marcovecchio y Pérez (1991) encontraron un incremento proporcional en la concentración (ug/g) de Hg y Cd de acuerdo con el tamaño del organismo en igual medida para las tres especies, el valor más elevado de Hg 2.99 (músculo) y 2.26 (hígado); se concluyó que la dieta era un factor importante para la concentración determinada.

En ese mismo año (1991) Vas analizó la concentración de Cu, Mn, Fe, Cd, Ni, Pb y Zn en 46 muestras de tejido de 10 especies de tiburón de las aguas del atlántico y británicas, Inglaterra; observó un incremento de la concentración de metales en las especies más cercanas a la costa y menor concentración en los organismos más pelágicos, llegó a la conclusión de que las diferencias entre las concentraciones en las especies se debía a la dieta.

2.2. Estudios a nivel nacional

Alavez-Vélez et al. (2013) analizaron la concentración (mg/kg) de Pb, Cd, Hg y As en músculo, hígado y riñón del tiburón juvenil mako (*Isurus oxyrinchus*) capturados en las aguas de Baja California Sur, observaron la concentración de Cd 1.63 (riñón), 1.05 (hígado) y 0.55 (músculo); mientras que la concentración de Hg en músculo era mayor. Llegaron a la conclusión de que el metabolismo y la fisiología del organismo así como los factores ambientales pueden estar relacionados con la diferencia de concentración de metales y niveles de estrés en cada uno de los tejidos.

En un estudio realizado en 4 especies de tiburón (*Carcharhinus falciformis*, *Prionace glauca*, *Sphyrna zygaena* e *Isurus oxyrinchus*) capturados en la península de Baja California, México. Maz-Courrau y colaboradores (2012) analizaron la bioacumulación de Hg en músculo, al igual que la concentración de sus presas, y encontraron un nivel muy alto de Hg por encima del límite permisible para consumo humano en las cuatro especies de tiburón (1.96 ± 1.48 ug/g), y el nivel de concentración más alto en presas (0.57 ± 0.2 ug/g).

En dos lagunas costeras del Golfo de California, México, Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2007) analizaron las concentraciones de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn en los tejidos de 9 especies de peces de los cuales se observaron niveles altos en concentración de Cd en algunos casos en el hígado del tiburón *S. lewini* (165 ± 112 ug/g) y *Carcharhinus leucas* (165 ± 22 ug/g); sin embargo, la tendencia de la concentración de estos metales era $Fe > Zn > Cu > Mn > Cd > Pb$; lo que llevó a la conclusión de que la diferencia en concentración de los metales esenciales, es por su importancia para el organismo y la realización de sus actividades metabólicas, y por lo mismo vemos una concentración menor en el caso de los metales no esenciales como el Cd y el Pb.

3. PROBLEMÁTICA O JUSTIFICACIÓN

Los tiburones son considerados depredadores tope, alimentándose de una gran variedad de organismos marinos cuyas concentraciones de contaminantes son acumulados en sus tejidos. Además, el tiburón *S. lewini* representa una fuente de alimento proveniente del sector pesquero de México, y presenta una alta tasa de consumo por parte del ser humano, por lo que es importante conocer los niveles de metales, y determinar si las concentraciones de los mismos están dentro de las normas permisibles para consumo humano.

En México se estima que el consumo de pescado en promedio no supera los 100 g diarios (Maletta, 2004), sin embargo, existe un alto riesgo de superar los límites de ingesta diaria, y de acuerdo con las concentraciones que se encuentren de metales causar algún daños a la salud; esto sucede en las poblaciones más sensibles y aledañas a las zonas costeras donde su dieta se basa principalmente en productos de pescado y derivados. En estas regiones, generalmente existe en una época del año un alto consumo diario de tiburón y otros organismos de origen marino principalmente en temporada de captura pudiendo así rebasar el límite de exposición máximo, incluso tratándose solo del consumo de especies juveniles.

El derecho de la población humana a una segura y adecuada dieta fue expresada por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2007), la declaración adoptada, hace énfasis en la importancia de una dieta segura y proveer una guía para el control de la ingesta de comida para cada país. Actualmente se han estado realizando varias investigaciones sobre este tema con el fin de determinar los límites de concentración de metales específicos para los organismos marinos, tanto analizando al depredador como a las presas del mismo las cuales constituyen el eslabón de transferencia hacia los niveles tróficos más altos, incluido el ser humano.

4. HIPÓTESIS

Existen concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn que exceden los límites máximos permisibles de acuerdo con las regulaciones nacionales e internacionales en el músculo e hígado del tiburón martillo *S. lewini* capturados en la zona adyacente a Mazatlán y Teacapán (SE del Golfo de California). Existe una relación directa entre tales concentraciones de metales y la talla y el peso correspondientes.

5. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es la concentración de Cd, Cu, Pb y Zn en los principales tejidos de *Sphyrna lewini*?

¿De acuerdo con los niveles de metales encontrados en la fracción comestible constituye un riesgo para la salud humana el consumo frecuente de Tiburón martillo?

¿Cuál es el nivel trófico de *S. lewini*?

¿El Cd, Cu, Pb y Zn son biomagnificados y/o biodiluidos por *S. lewini*?

6. OBJETIVOS

Objetivo general:

- Determinar la distribución y concentración de Cd, Cu, Pb y Zn en los principales tejidos del tiburón martillo *S. lewini*

Objetivos específicos:

- Cuantificar la concentración de Cd, Cu, Pb y Zn en el músculo, hígado y contenido estomacal (presas enteras, semidigeridas y digeridas) del tiburón martillo.
- Mediante los factores de transferencia de cada uno de los metales evaluar la biomagnificación y/o biodilución en *S. lewini*.
- Estimar el nivel trófico de *S. lewini* a través del análisis de su contenido estomacal.

- Mediante el empleo de valores de referencia de contaminantes (RfD) establecidos por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), por la FAO y JECFA evaluar el riesgo potencial de cada uno de los metales Cd, Pb, Cu y Zn para el ser humano en poblaciones de alto consumo de *S. lewini*.

7. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1. Área de estudio y muestreo

Los tiburones martillo, fueron capturados en aguas adyacentes a Teacapán y Mazatlán, a través de la pesca artesanal durante el periodo de pesca correspondiente (entre noviembre y enero del 2011; y en el mes de octubre de 2012). De cada organismo se registraron los parámetros de peso, sexo y talla; para ello se midieron la longitud total (LT) desde la punta del morro hasta la punta de la cola (Fig. 2).

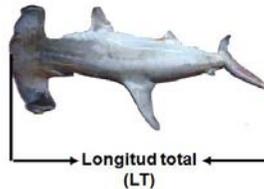


Figura 2. Medida estándar de longitud

Una vez en el campo o bien en el laboratorio, a cada individuo se le separó una porción de músculo (entre 15–70 g) de la parte dorsal anterior de los organismos. Las vísceras, incluido el hígado, se almacenaron en bolsas de plástico y se depositaron en hielo para su transporte al laboratorio y su inmediata congelación. Todo el material utilizado en el manejo de las muestras se limpió y preparó de acuerdo con la técnica de Moody y Lindstrom (1977).

7.2. Recolección de presas

Para obtener las presas en los individuos capturados de este estudio, se extrajo el estómago a través de una incisión en la parte ventral, luego se colocó en bolsas de plástico para su posterior separación e identificación en el laboratorio. Estas muestras se congelaron inmediatamente para detener su proceso de digestión.

Las muestras ya identificadas se procesaron de acuerdo con su tamaño, tomando porciones de músculo en el caso de las presas de mayor talla >35cm, mientras que las pequeñas se procesaron en su totalidad.

Para cuantificar los componentes de la dieta se emplearon los métodos numéricos (N), gravimétrico (P) y la frecuencia de aparición (FA). Estos a su vez, se combinaron para formar el índice de importancia relativa (IIR). Finalmente, el valor se expresó utilizando la proporción de IIR para cada presa con respecto al IIR acumulado total (expresado en porcentaje) (Torres-Rojas et al., 2010).

$$N = \frac{n_i}{NT} \times 100 \qquad P = \frac{p}{PT} \times 100 \qquad FA = \frac{n}{NE} \times 100$$

$$IIR = FA (N + P)$$

Donde:

n_i = Número total de presas de una determinada especie

NT = Número total de presas de todas las especies

p = Peso (g) de un determinado tipo de especie

PT = Peso total (g) de todas las especies

n = Número de estómagos donde apareció una especie

NE = Número de estómagos con alimento analizados

IIR = Índice de Importancia Relativa

7.3. Preparación de las muestras

Una vez en el laboratorio, las muestras se descongelaron a temperatura ambiente durante toda la noche y se separaron cada una tanto los tejidos como los órganos de estudio y se registraron el peso individual y la talla. Cada tejido se limpió completamente con agua mili-Q e inmediatamente se llevó a congelación durante 2 días. Posteriormente, se liofilizaron durante 72 horas en una liofilizadora Labconco, a 43 °C y 200×10^{-3} mBar. Después de la liofilización las muestras se homogenizaron en un mortero semi automatizado (Reish) de ágata y también de forma manual. Una vez

listas las muestras, se sometieron a una digestión ácida (por triplicado) usando vasos de digestión de teflón con capacidad de 60 mL (Savillex).

Para la digestión se utilizaron alícuotas de 0.250 ± 0.003 g del tejido seco de cada tejido muestreado se colocaron en vasos de digestión. Se adicionaron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3 , ultra puro concentrado al 65%). Todas las muestras, y los blancos así como el material de referencia fueron sujetos a una pre-digestión de 12 horas, se colocaron en un baño de arena a 120°C y se mantuvieron a esa temperatura por 3 horas. Las muestras digeridas se llevaron a un volumen final de 20 mL y se almacenaron en frascos de polietileno previamente acondicionados y lavados (Moody y Lindstrom, 1977).

7.4. Determinación de Concentración de Cd, Pb, Cu y Zn

Las muestras para la determinación de las concentraciones de Cd, Pb, Cu, y Zn, se analizaron por espectrofotometría de absorción atómica



Figura 3. Espectrofotómetro de absorción atómica (EAA) acoplado con horno de grafito (Varian).

7.5. Biomagnificación

El factor de biomagnificación (FB_G) se calculó mediante la relación de la concentración de cada uno de estos elementos de los depredadores entre la de las presas que más contribuyeron a la dieta (Gray, 2002) se establece que hay un incremento cuando el factor de biomagnificación es >1 .

$$\text{FB}_G = \frac{[\text{Metal}]_{\text{depredador}}}{[\text{Metal}]_{\text{presa}}}$$

Donde:

$[\text{Metal}]_{\text{depredador}}$ = Concentración de Metal en el músculo del depredador

$[\text{Metal}]_{\text{presa}}$ = Concentración de Metal en la presa

También se realizó el cálculo del factor de biomagnificación (FBL) con la fórmula propuesta por Lavoie la cual toma en cuenta la proporción de cada una de las presas (f) que contribuyeron a la dieta del depredador.

$$FBL = \frac{[Metal]_{\text{depredador}}}{[Metal]_{\text{presa}} \times (f)_{\text{presa}}}$$

Donde:

[Metal]_{depredador} = Concentración de Metal en el músculo del depredador

[Metal]_{presa} = Concentración de Metal en la presa

(f) presa = proporción de la presa

7.6. Determinación del riesgo de consumo

Se determinó la dosis diaria promedio (DDP) con la que se evaluó el coeficiente de riesgo o peligro (HQ) utilizando las ecuaciones de acuerdo a Zuk (2010); esta fórmula también requiere de los valores de dosis de referencia (RfD) para cada uno de los metales analizados, los cuales fueron tomados de la EPA (2013):

$$DDP = \frac{C_i * I_i}{W_i} \quad HQ = \frac{DDP}{RfD}$$

Donde:

C_i = Concentración del metal de interés en la fracción comestible (mg/kg) peso húmedo

I_i = ingesta diaria (kg/día)

W_i = Peso del individuo (kg)

RfD = Dosis de referencia del contaminante

RfD (con base a peso fresco):

Cd = 0.001 mg/ Kg peso corporal/ día

Pb = 0.004 mg/Kg peso corporal/día

Cu = 0.04 mg/Kg peso corporal/día

Zn = 0.3 mg/Kg peso corporal/día

Para llevar a cabo la determinación del valor de HQ se requiere de la dosis de referencia del contaminante (RfD) para cada uno de los metales analizados (Tabla 4)

Por último, se realizó el cálculo del índice de riesgo (HI) mediante la suma promedio de los valores de HQ obtenidos para los metales Cd, Pb, Cu y Zn.

Tabla 4. Dosis de referencia de contaminante (RfD) (mg/kg peso/día), determinados por la FAO y la EPA (2014).

Metal	RfD
Cd	0.001
Pb	0.004
Zn	0.3
Cu	0.04

De acuerdo a la fórmula para la determinación del coeficiente de peligro (HQ) se considera que existe un riesgo potencial a la salud cuando se presentan valores de HQ iguales o mayores a la unidad (EPA, 2000).

7.7. Nivel trófico

Se calculó la proporción que cada presa aporta a la dieta del tiburón martillo (*S. lewini*) mediante la fórmula:

$$P_j = \frac{\sum_{i=1}^n P_{ij} N_i}{\sum_{j=1}^{11} \left(\sum_{i=1}^n P_{ij} N_i \right)}, \quad \sum P_j = 1$$

Donde:

P_{ij} = Proporción de cada presa por especie j en el estudio i

N_i = Numero de estómagos con contenido usado para calcular P_{ij} en estudio i

n = número de estudios

j = número de presas por especie

Tabla 5. Categoría de las presas usadas para el cálculo estandarizado de la composición de la dieta y nivel trófico de tiburones.

Especies	Nivel Trófico
Peces teleósteos	3.24 ^a
Cefalópodos (calamares, pulpos)	3.2 ^b
Moluscos (excluidos los cefalópodos)	2.1 ^c
Crustáceos (camarón, cangrejo, langosta)	2.52 ^c
Zooplancton (krill)	2.2 ^d
Aves marinas	3.87 ^a
Reptiles marinos (tortugas, serpiente marina)	2.4 ^a
Mamíferos marinos (cetáceos, pinnípedos, mustélidos)	4.02 ^a
Peces Cartilagosos (tiburón, rayas y quimeriformes)	3.65 ^b
Plantas (plantas marinas y algas)	1 ^e

Tomado o calculado de: ^aSanger (1987); ^bPauly y Christensen (1995); ^cHobson *et al.* (1994); ^dHobson (1993) y Hobson y Welch (1992), y ^ePauly *et al.* (1998a).

El nivel trófico (NT) proporciona un estimado de la posición trófica de una especie en particular o de un grupo funcional dentro de la cadena alimenticia y se calcula con la fórmula:

$$NT = 1 + \left(\sum_{j=1}^n P_j * NT_j \right)$$

Dónde:

NT_j = Nivel trófico de la presa j

El nivel trófico de cada una de las presas se tomó de diversas publicaciones (Tabla 5)

7.8. Análisis estadístico de los datos

Los datos de las concentraciones de Cd, Pb, Cu, y Zn, en hígado y músculo se graficaron mediante histograma de frecuencias y se les realizó un análisis de normalidad y homocedasticidad; debido a que no fueron normales, se procedió a

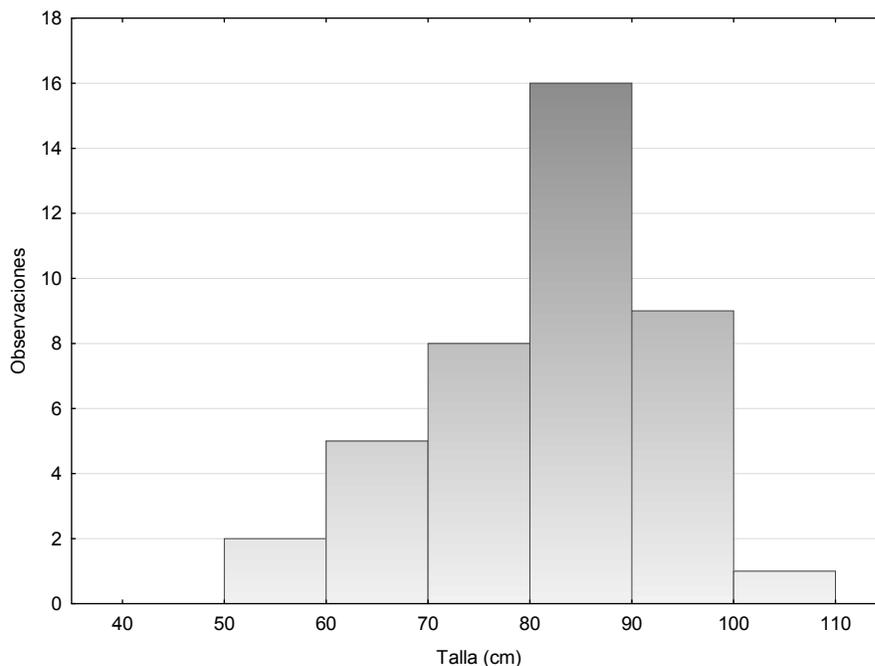
realizar pruebas no paramétricas para determinar si existen diferencias significativas entre las medias de las concentraciones entre los tejidos analizados hígado y músculo.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1. Biometrías

Se recolectaron 41 organismos, 28 pertenecientes al periodo de noviembre-diciembre de 2011, de los cuales 17 fueron hembras y 11 machos. Mientras que en el mes de octubre de 2012 se obtuvieron 3 hembras y 10 machos. El peso promedio de las muestras capturadas en 2011 fue de 3.1 ± 0.6 kg y su longitud total promedio fue de 88.2 ± 5.9 cm. Los organismos recolectados en el año 2012 tuvieron un peso promedio de 1.6 ± 0.5 kg y una longitud total promedio de 67.3 ± 7.3 cm, respectivamente (Figura 4).

Las pruebas de homogeneidad de varianzas mostraron que no existen diferencias significativas entre la talla ($p=0.36$) y peso ($p=0.43$) de los organismos recolectados entre los del año 2011 y 2012, con una media para los dos años de 81.5 ± 11.6 cm y 2.6 ± 0.9 kg; al ser los organismos <180 cm son considerados juveniles (Torres-Rojas, 2010); siendo el organismo más grande, uno de 108.5 cm y 5.3 kg, en el caso de las hembras y de 96.2 cm y 3.7 kg en machos.



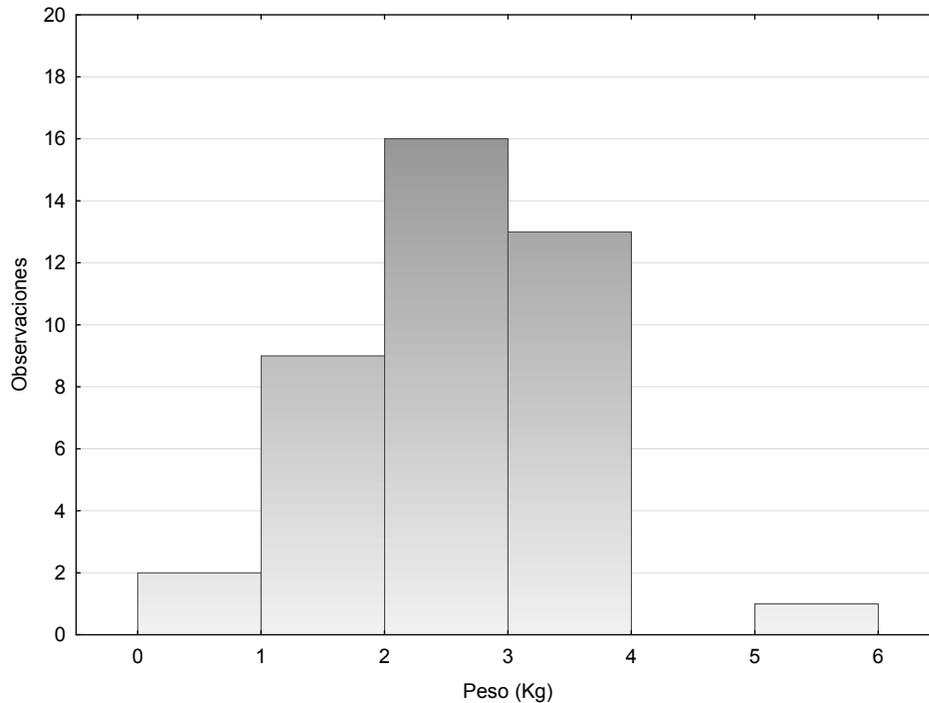


Figura 4. Frecuencias de longitud (cm) y peso (kg) de los organismos recolectados en el año 2011 y 2012.

8.2. Identificación de presas

En los organismos recolectados en el año 2011 y 2012, se encontraron 20 estómagos con alimento de un total de 41 organismos. Para el primer año de muestreo, el pez *Scomber japonicus* tuvo un 57.5% de IIR, seguido de *Mugil spp* (8.9%), peces de la familia Gerreidae (8.3%), *Etropus crossotus* (8.2%), *Cloroscombrus orqueta* (6.5%) y peces de la familia Carangidae (5.6%). En el análisis del año siguiente, la Familia Clupeidae tuvo un mayor índice de importancia relativa con 76.9%, después los peces de la familia Sciaeneidae (18.6%), seguidos de *Etropus crossotus* (4.5%) (Tabla 6).

Tabla 6. Organismos que formaron parte de la dieta y que fueron encontrados en el contenido estomacal del tiburón *Sphyrna lewini*

Especie	% FA	% N	% P	IIR	% IIR
Año 2011					
Crustáceos					
PENAEIDAE					
<i>Litopenaeus vannamei</i>	10.0	5.88	1.76	76.4	1.87
				Subtotal	1.87
Peces					
Orden Clupeiformes					
CLUPEIDAE	10.0	5.88	0.62	65.0	1.59
Orden Perciformes					
CARANGIDAE	10.0	17.7	5.16	228.0	5.59
<i>Cloroscombrus orqueta</i>	10.0	5.88	20.8	266.5	6.54
GERREIDAE	20.0	11.8	5.23	339.9	8.34
MUGILIDAE					
<i>Mugil spp</i>	20.0	11.8	6.45	364.4	8.94
SCOMBRIDAE	10.0	5.88	0.70	65.9	1.62
<i>Scomber japonicus</i>	30.0	23.5	54.4	2337.5	57.3
Orden Pleuronectiformes					
PARALICHTYIDAE					
<i>Etropus crossotus</i>	20.0	11.8	4.93	333.8	8.19
				Subtotal	98.13
				TOTAL	100
Año 2012					
Peces					
Orden Clupeiformes					
CLUPEIDAE	70.0	50.0	62.9	7906.4	76.9
Orden Perciformes					
SCIAENIDAE	30.0	40.0	23.9	1916.9	18.6
Orden Pleuronectiformes					
PARALICHTYIDAE					
<i>Etropus crossotus</i>	20.0	10.0	13.2	463.0	4.50
				TOTAL	100

8.3. Cálculo del nivel trófico de *Sphyrna lewini*

Se calculó un nivel trófico del tiburón martillo mediante análisis de contenido estomacal de muestras obtenidas en el periodo 2011 - 2012, en su mayoría peces con una

proporción de 0.98 (Pj) y 1(Pj) respectivamente para los cuales se tomó un valor NTj de acuerdo con Hobson y Welch de 3.24 (Tabla 5); también se calculó el nivel trófico de la especie *Sphyrna lewini* tomando en cuenta los valores de NTj de cada una de las especies que contribuyeron en la dieta obtenidos de la base de datos Fishbase, 2014. De acuerdo con la fórmula propuesta por Cortés (1999) para ambos casos.

Posteriormente se comparó con el análisis isotópico donde se determinó la posición trófica de organismos juveniles de esta especie, con tallas <100 y >100 cm, recolectados en el Sur Este del Golfo de California (Torres-Rojas et al., 2014).

Tabla 7. Nivel trófico del tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) capturado en aguas al Sur Este del Golfo de California, calculado de acuerdo con los valores de NT (Hobson y Welch, 1992) y NT (Fishbase 2015) y las presas que conformaron la dieta del año 2011 y 2012.

NT (HOBSON Y WELCH)		NT (FISHBASE)	
2011	2012	2011	2012
4.2	4.2	4.3	4.0

De acuerdo con los resultados obtenidos el tiburón martillo se encuentra dentro del cuarto nivel trófico en la cadena alimenticia, de acuerdo con la posición que ocupa este organismo en la cadena alimenticia, se asigna este nivel trófico (4) a los consumidores carnívoros que devoran a otras especies consumidoras de carne, también conocidos como consumidores terciarios; cabe señalar que la especie estudiada *S. lewini* posee una dieta variada al tratarse de juveniles (LT < 100cm) debido que estos residen en las aguas costeras como es el caso de las aguas del Golfo de California las cuales presentan una alta biodiversidad; de acuerdo con los resultados obtenidos se puede clasificar al tiburón martillo como un consumidor terciario oportunista.

Torres-Rojas (2013) efectuó un estudio sobre la posición trófica de esta especie de acuerdo a la dieta y mediante el uso de isotopos estables ¹⁵N; los organismos que

analizó fueron clasificados de acuerdo con su talla (LT) y obtuvo un valor de la posición trófica de 4.5 para los que midieron $LT > 100\text{cm}$ y 4.2 para los que tuvieron un $LT < 100\text{cm}$. En el presente trabajo, se obtuvo un valor de $NT = 4.0$ para los organismos del año 2012, los cuales presentaban una talla ($LT < 100\text{cm}$), mientras que para los organismos del año 2011, se obtuvo un valor de $NT = 4.3$, en los cuales encontramos organismos con una talla expresada como $LT > 100\text{ cm}$. Esto indica que cuando esta especie tiene tallas por arriba de 100 cm el NT es de 4.3, mientras que cuando la talla es menor a los 100 cm, el NT es de 4.0.

8.4. Análisis de cobre

Las concentraciones de Cu se obtuvieron con el espectrómetro de absorción atómica acoplado a horno de grafito; la exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia DOLT-4, con un contenido de Cu de $31.2 \pm 1.1\text{ mg/kg}$ peso seco. Los porcentajes de recuperación estuvieron entre 92.9 y 98.7 %. El límite de detección del equipo fue de 0.01 mg/kg y la precisión estimada para los niveles de concentración trabajados estuvieron, como coeficiente de variación, en un 0.9%.

8.4.1. Músculo

Las concentraciones de Cu en el músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) de las muestras del 2011 estuvieron dentro de un intervalo de 1.15 a 2.25 mg/kg peso seco (Figura 5); mientras que las muestras de 2012 presentaron concentraciones entre 1.14 y 2.35 mg/kg (Figura 6).

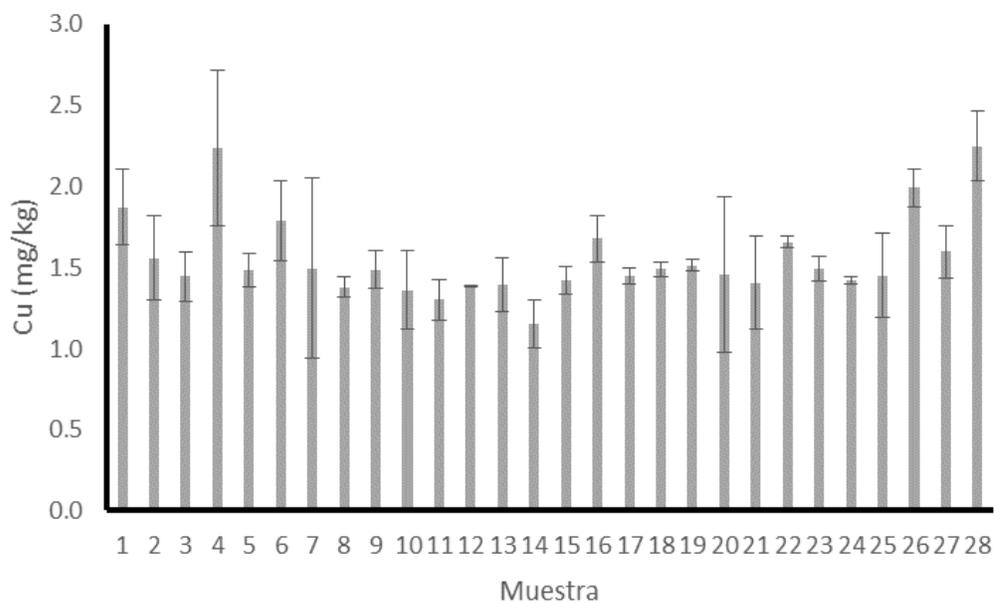


Figura 5. Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (en mg/kg peso seco) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011.

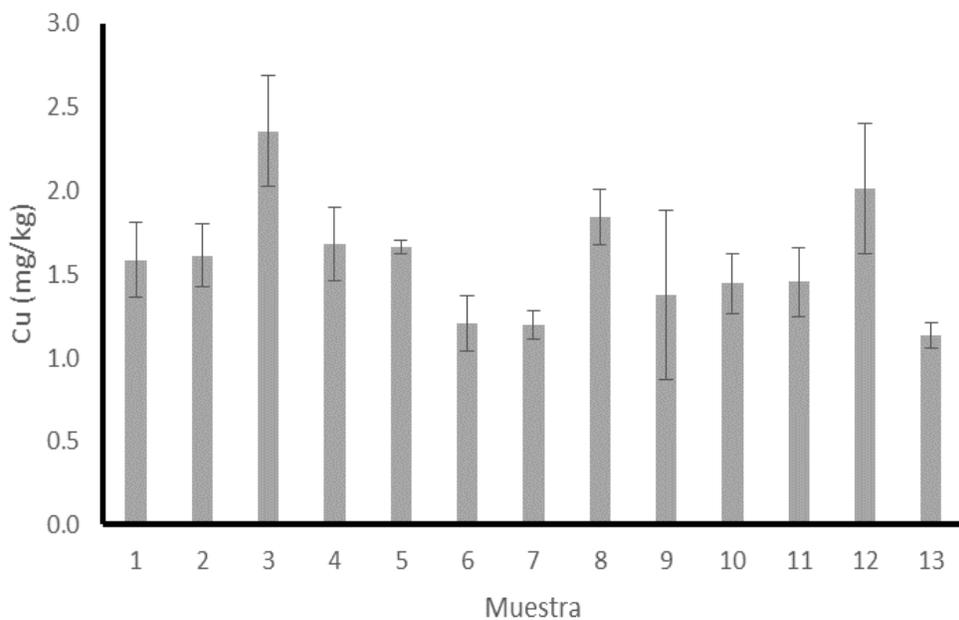


Figura 6. Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2012.

Las correlaciones de la concentración de Cu en el músculo con la talla y peso de los organismos no fueron significativas ($p > 0.05$). La concentración de este metal esencial en el músculo no es afectada por el aumento o disminución de la talla ($r = -0.07$) y el peso ($r = -0.05$) este metal se encuentra almacenado en el tejido muscular con el objetivo de que el organismo lo aproveche para las funciones estructurales de desarrollo y crecimiento.

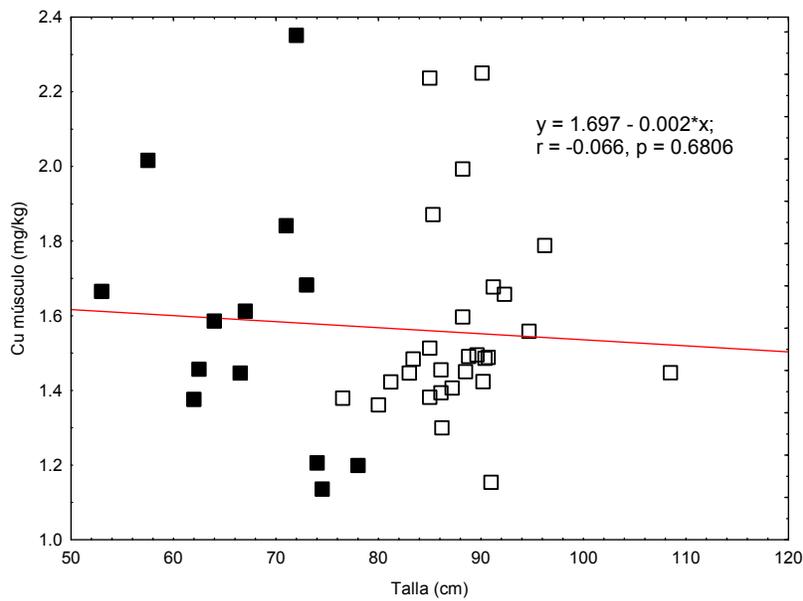


Figura 7. Correlación de la concentración de Cu (mg/kg) entre el músculo y la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

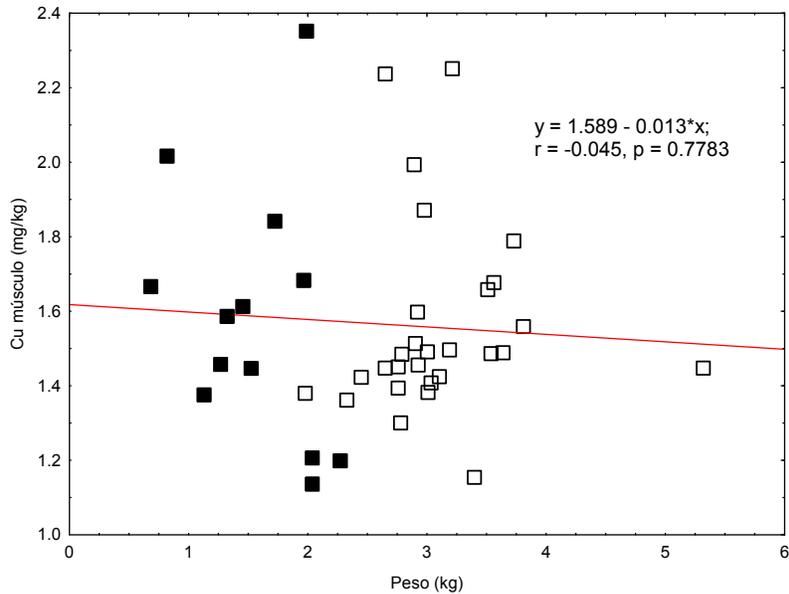


Figura 8. Correlación de la concentración de Cu (mg/kg) entre el músculo y el peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

8.4.2. Hígado

Las concentraciones de Cu en el hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) de las muestras del 2011 estuvieron en un rango de 1.71 a 11.32 mg/kg en peso seco (Figura 9); mientras que las muestras del 2012 presentaron concentraciones entre 4.53 y 9.94 mg/kg en peso seco (Figura 10).

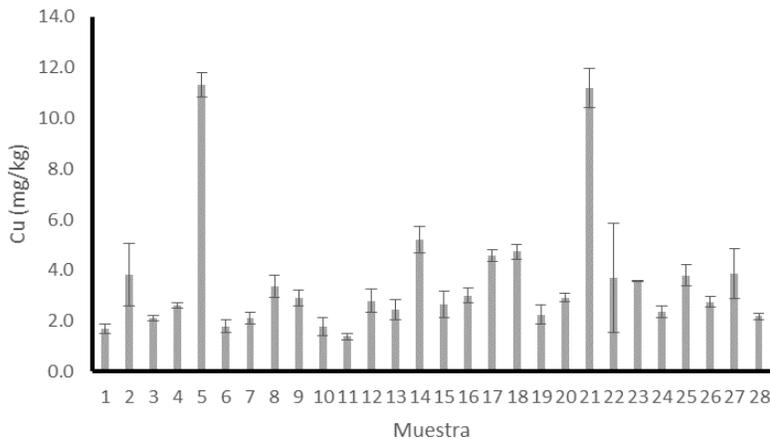


Figura 9. Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.

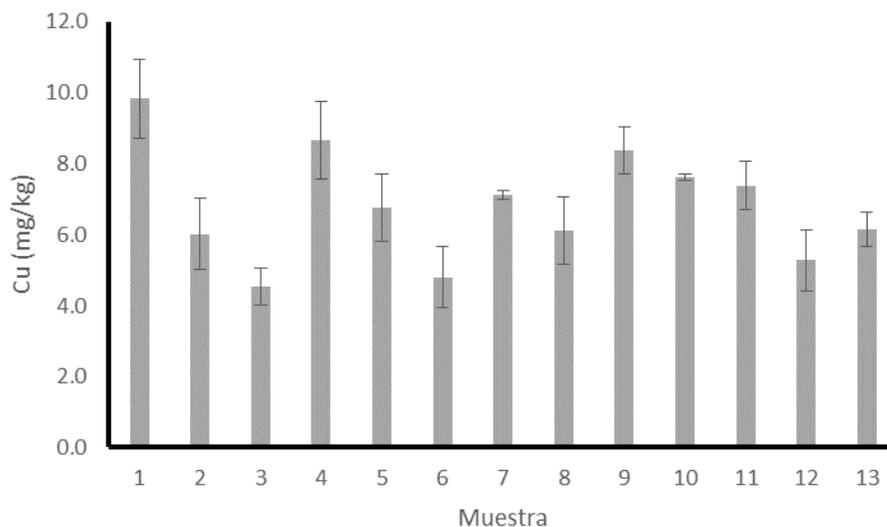


Figura 10. Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.

Las gráficas de las Figuras 11 y 12 muestran una correlación lineal directa significativa ($p < 0.05$) entre la concentración de Cu en el hígado con la talla y el peso del organismo, estas correlaciones son negativas; se puede observar como las concentraciones de Cu tienden a disminuir conforme aumenta la talla del organismo ($r = -0.52$), asimismo disminuye conforme aumenta el peso ($r = -0.46$), esto puede deberse a la demanda fisiológica de esta especie que requiere de altas cantidades de este metal esencial, el cual es acumulado más fácilmente y en pequeñas cantidades en el hígado para poder utilizarlo como componente estructural para el crecimiento, proceso que ocurre de manera acelerada.

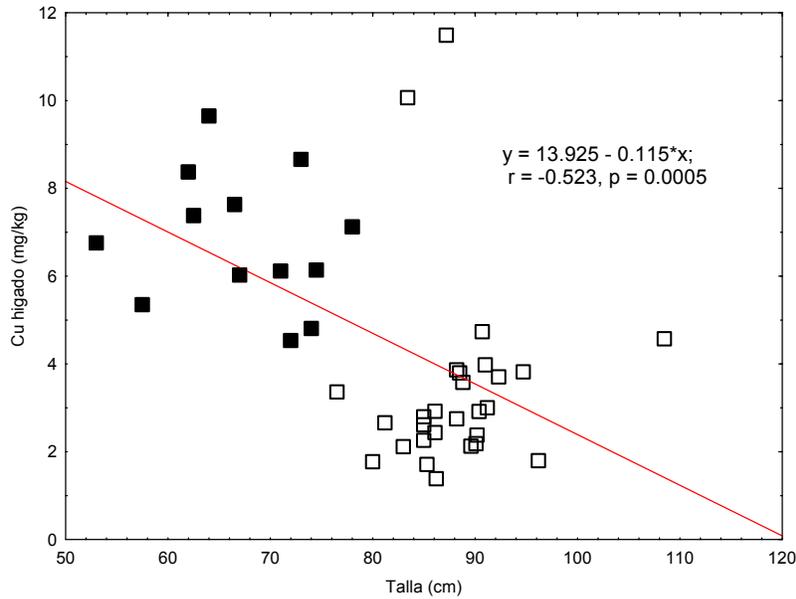


Figura 11. Correlación de la concentración de Cu (mg/kg) en el hígado respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

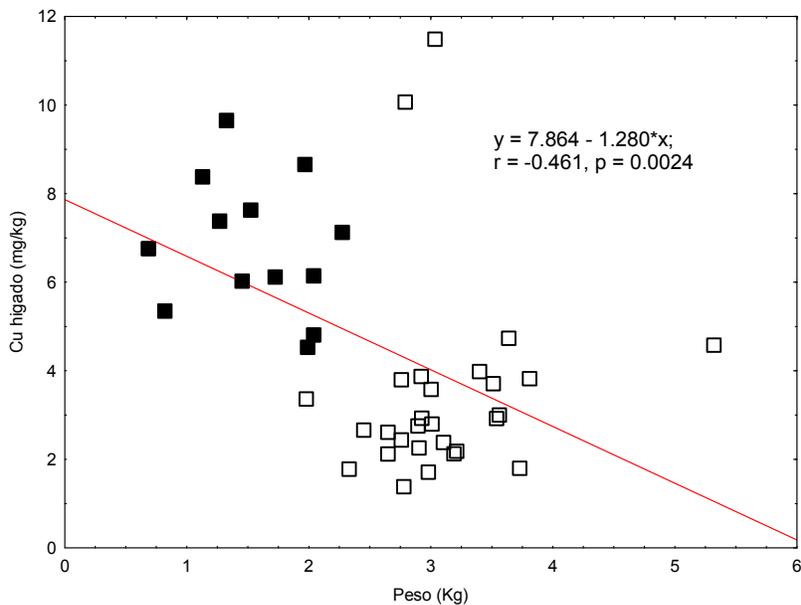


Figura 12. Correlación de la concentración de Cu (mg/kg) en el hígado respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en el 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

8.4.3. Contenido estomacal

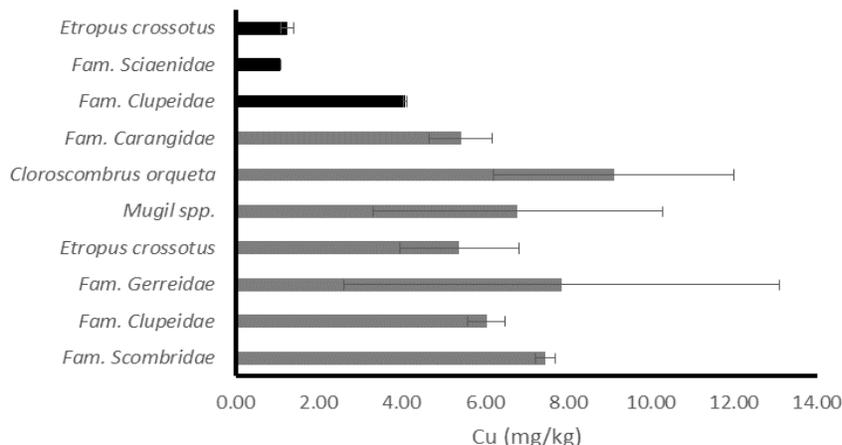


Figura 13. Concentración (\pm desviación estándar) de Cu (mg/kg) en las diferentes especies encontradas como contenido estomacal del tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011 (barras en gris) y 2012 (barras en negro).

En el contenido estomacal se tiene que la mayor concentración encontrada de Cu para el año 2011 fue en el pez *Scomber japonicus* (12.32 mg/kg) y *Mugil spp.* (9.31 mg/kg); por otro lado, para el año 2012 fueron especies de la Familia Clupeidae (7.64 mg/kg) y la Familia Sciaenidae (1.84 mg/kg), las que tuvieron los niveles más altos (Figura 13).

8.5. Análisis de zinc

Las concentraciones de Zn se obtuvieron con el espectrómetro de absorción atómica por flama; la exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia DOLT-4, con un contenido de Zn de 116 ± 6 mg/kg en peso seco. Los porcentajes de recuperación estuvieron entre 93.0 y 99.0 %. El límite de detección del equipo fue de 0.01 mg/kg y la precisión estimada como coeficiente de variación fue de 1.42%.

8.5.1. Músculo

Las concentraciones de Zn en el músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) de las muestras del 2011 estuvieron dentro del intervalo de 13.0 a 21.6 mg/kg en peso seco (Figura 14); mientras que las muestras de 2012 presentaron concentraciones entre 14.7 y 24.1 mg/kg (Figura 15).

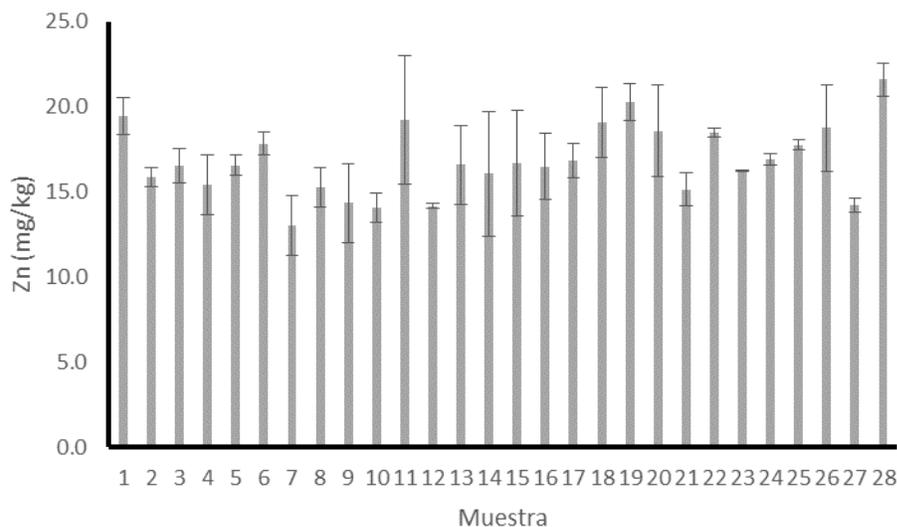


Figura 14. Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.

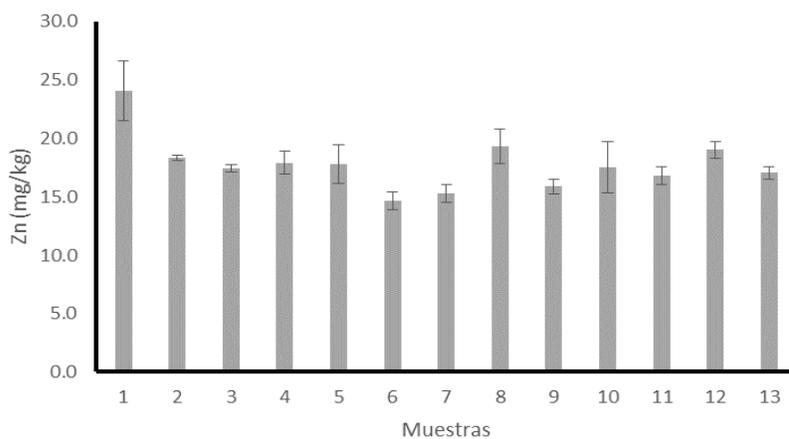


Figura 15. Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.

Las correlaciones de la concentración de Zn en el músculo con respecto a la talla y peso de los organismos no fueron significativas ($p > 0.05$), sin embargo, se presentó una correlación negativa; donde la concentración del metal tiende a disminuir conforme se incrementa la talla y el peso de los individuos

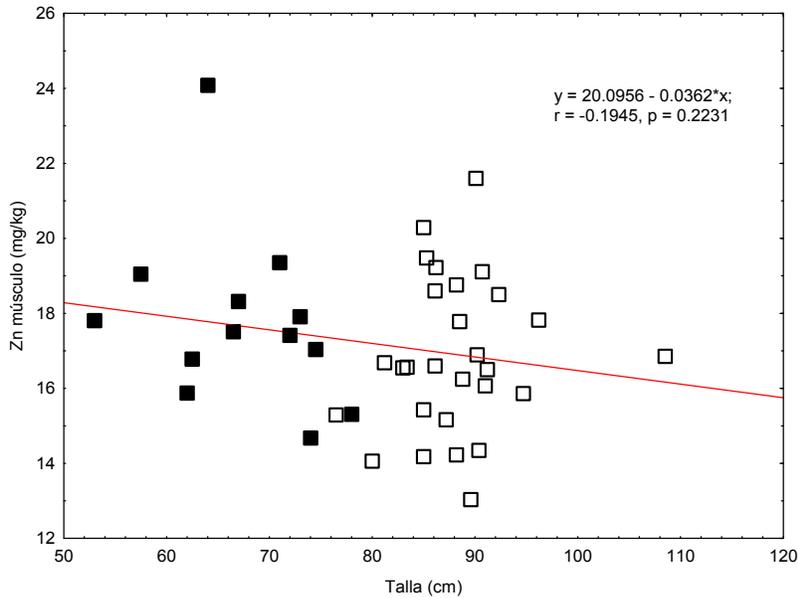


Figura 16. Correlación de la concentración de Zn (mg/kg) en el músculo respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

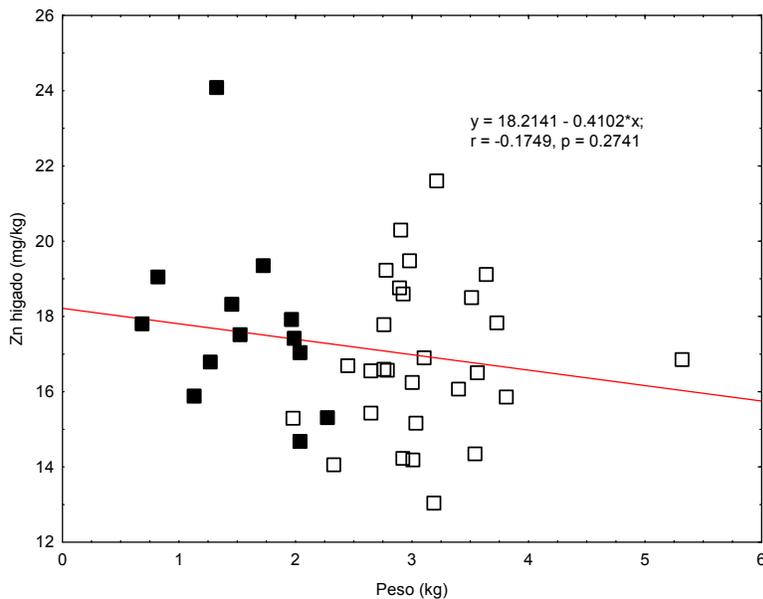


Figura 17. Correlación de la concentración de Zn (mg/kg) en el músculo respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

8.5.2. Hígado

Las concentraciones de Zn en el hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) de las muestras del 2011 estuvieron dentro de un intervalo de 10.1 a 24.8 mg/kg en peso seco (Figura 18); mientras que las muestras de 2012 presentaron concentraciones entre 17.5 y 33.9 mg/kg (Figura 19).

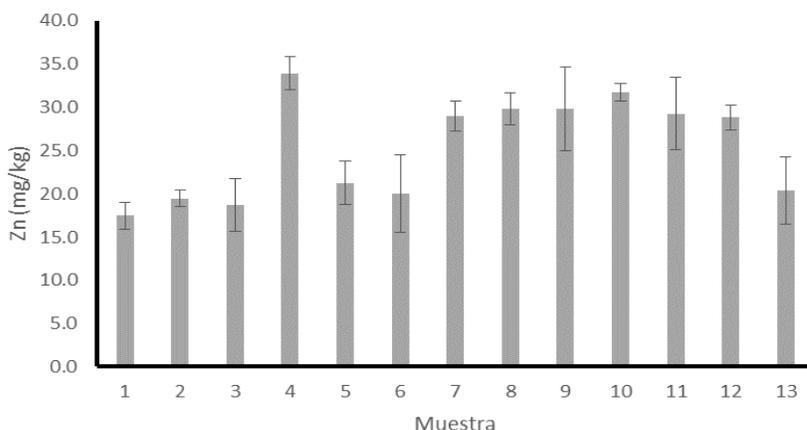


Figura 18. Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011.

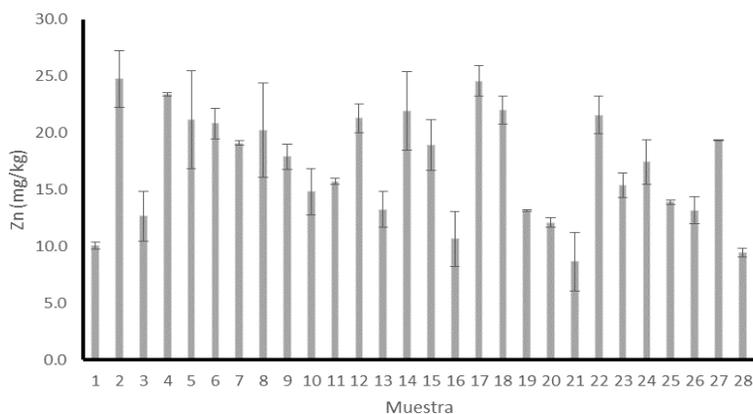


Figura 19. Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.

Con respecto a la concentración de Zn en el hígado se tiene una correlación lineal directa significativa ($p < 0.05$) con respecto a la talla y el peso del organismo, y en ambas se presentan correlaciones negativas; la concentración de Zn tiende a disminuir considerablemente conforme aumenta la talla del organismo ($r = -0.42$) así mismo disminuye conforme aumenta el peso ($r = -0.36$), esto puede deberse a la demanda fisiológica del organismo que requiere de este metal, el cual se encuentra acumulado en gran cantidad en el hígado y de aquí se distribuye para ser utilizado como componente estructural y para la realización de procesos enzimáticos conforme el organismo está en desarrollo y madura.

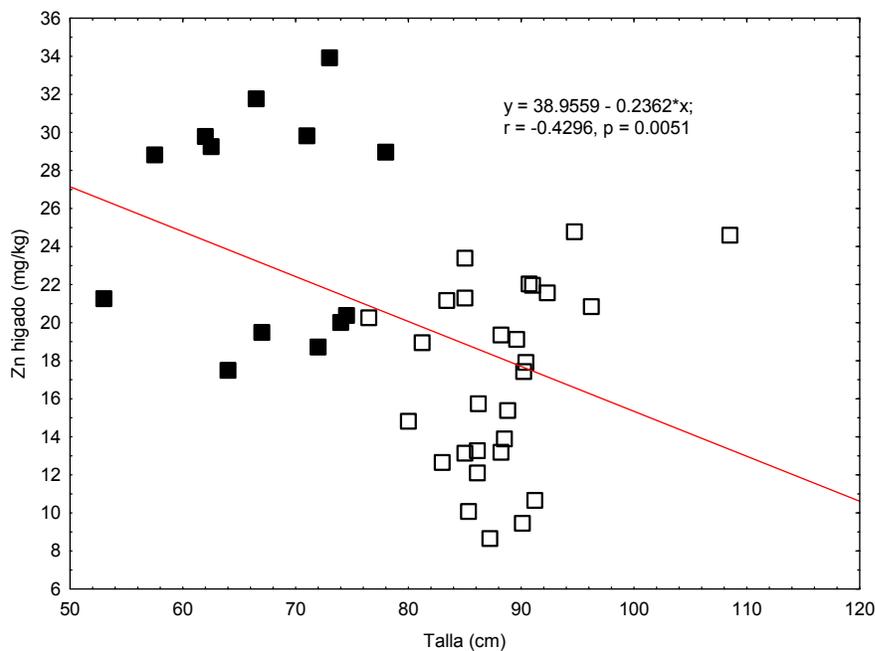


Figura 20. Correlación de la concentración de Zn (mg/kg) en el hígado respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

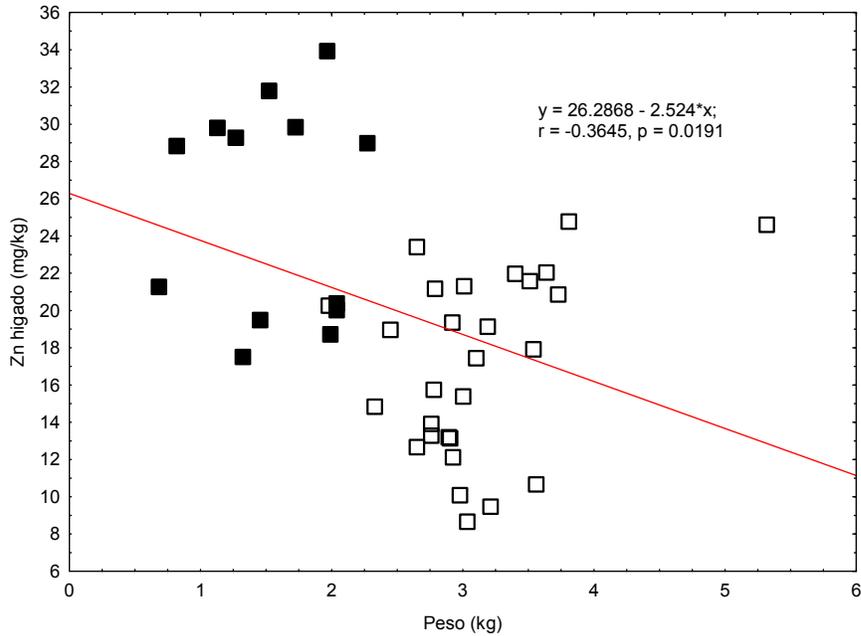


Figura 21. Correlación de la concentración de Zn (mg/kg) en el hígado respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

8.5.3. Contenido Estomacal

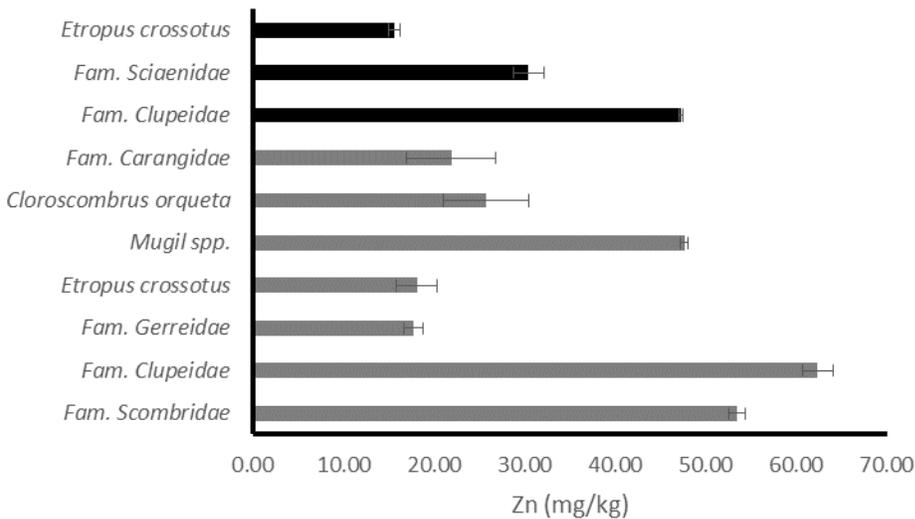


Figura 22. Concentración (\pm desviación estándar) de Zn (mg/kg) en las diferentes especies encontradas como contenido estomacal del tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011 (barras en gris) y 2012 (barras en negro).

La mayor concentración de Zn encontrada en las especies del contenido estomacal para el año 2011 fue en *Mugil spp.* (75.3 mg/kg) y la Familia Scombridae (62.9 mg/kg); por otro lado, para el año 2012, los niveles más altos estuvieron en la Familia Sciaenidae (81.9 mg/kg) y la Familia Clupeidae (69.9 mg/kg) (Figura 22).

8.6. Análisis de cadmio

Las concentraciones de Cd se obtuvieron con el espectrómetro de absorción atómica acoplado a horno de grafito; la exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia DOLT-4, con un contenido de Cd de 24.3 ± 0.8 mg/kg en peso seco. Los porcentajes de recuperación estuvieron entre 94.1 y 98.1 %. El límite de detección del equipo expresado con base al tamaño de la alícuota empleada fue de 0.005 mg/kg y la precisión estimada como coeficiente de variación fue de 0.45%.

8.6.1. Músculo

Las concentraciones de Cd en el músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) de las muestras del 2011 estuvieron dentro de un intervalo de 0.013 a 0.060 mg/kg en peso seco (Figura 23); mientras que las muestras de 2012 presentaron concentraciones entre 0.002 y 0.009 mg/kg (Figura 24).

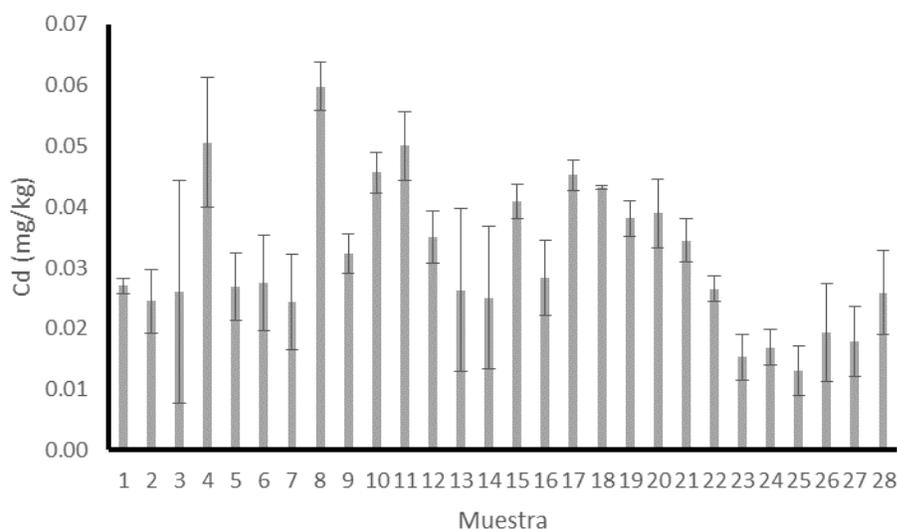


Figura 23. Concentración (\pm desviación estándar) de Cd (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.

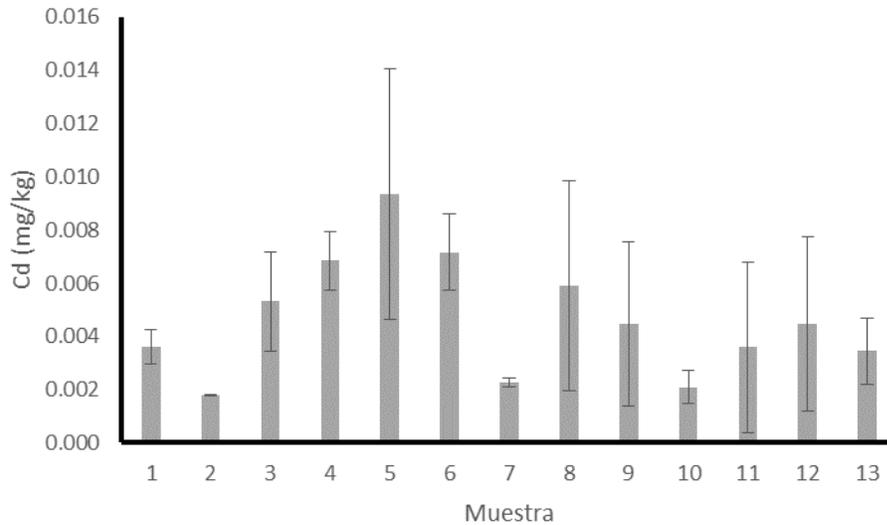


Figura 24. Concentración (\pm desviación estándar) de Cd (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.

La concentración de Cd en el músculo respecto a la talla y peso de los organismos presentan una correlación lineal directa positiva y significativa ($p < 0.05$), cuyo coeficiente de regresión fue para la talla de $r = 0.60$ y para el peso de $r = 0.57$, lo que indica que este metal alcanza una mayor concentración en el músculo conforme esta especie crece. Sin embargo, es importante acotar que esto es evidente para el intervalo de talla y peso aquí examinado.

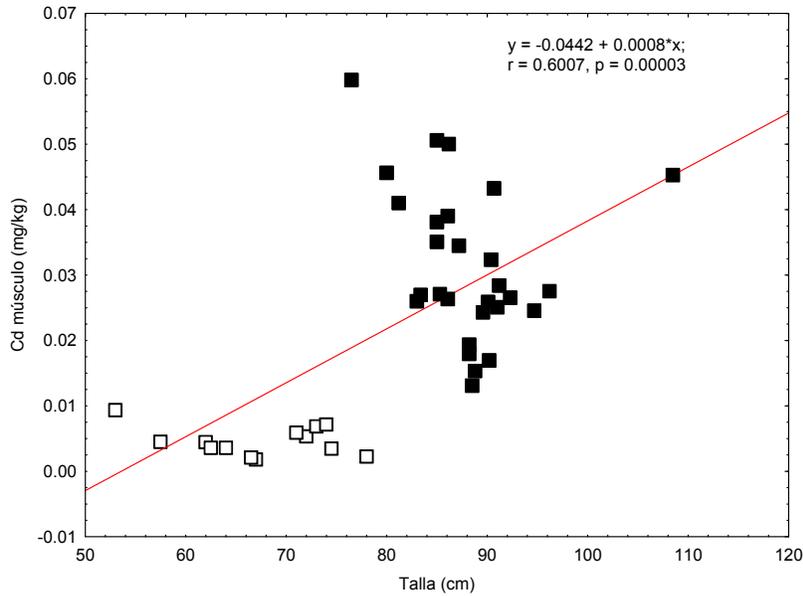


Figura 25. Correlación de la concentración de Cd (mg/kg) en el músculo respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

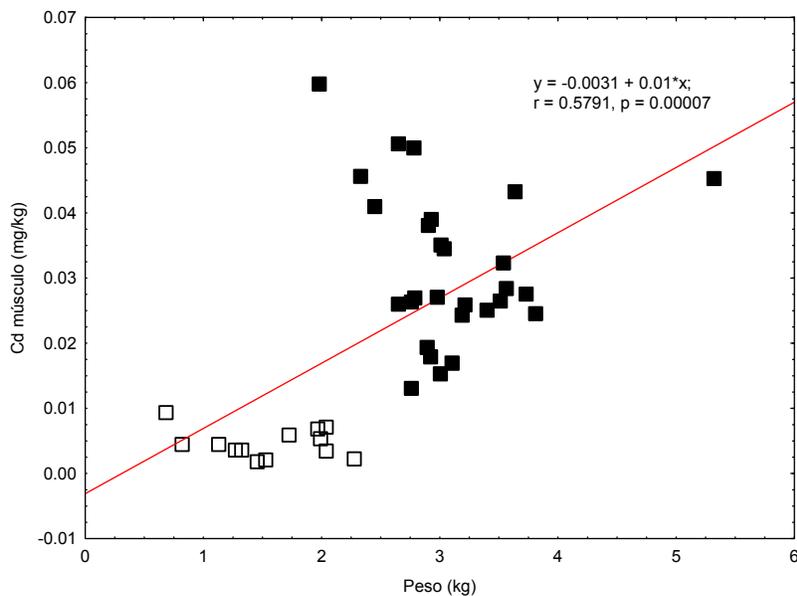


Figura 26. Correlación de la concentración de Cd (mg/kg) en el músculo respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en el 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

8.6.2. Hígado

Las concentraciones de Cd en el músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) de las muestras del 2011 estuvieron dentro del intervalo de 0.098 a 0.630 mg/kg en peso seco (Figura 27); mientras que las muestras de 2012 presentaron concentraciones entre 0.032 y 0.420 mg/kg (Figura 28).

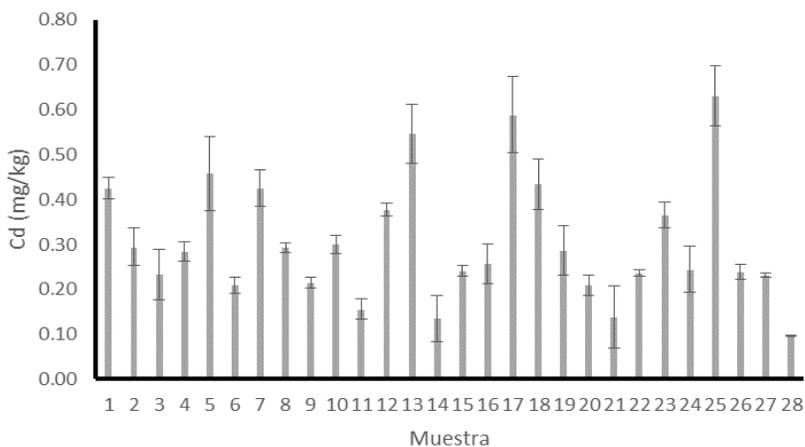


Figura 27. Concentración (\pm desviación estándar) de Cd (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.

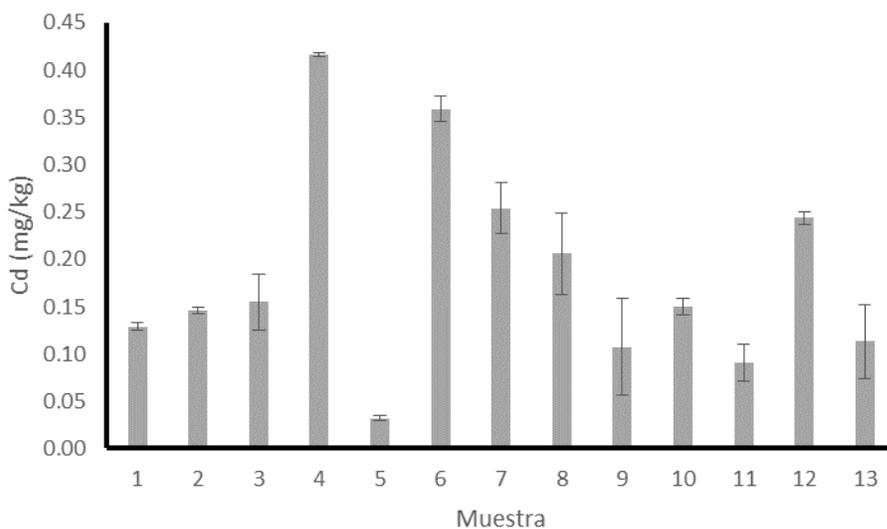


Figura 28. Concentración (\pm desviación estándar) de Cd (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.

Con respecto a la concentración de Cd en el hígado se tiene una correlación lineal directa significativa ($p < 0.05$) con respecto a la talla ($r = 0.48$) y el peso ($r = 0.47$) del organismo, y en ambos casos esta correlación es positiva; esto indica que la concentración de Cd tiende a aumentar considerablemente conforme aumenta la talla del organismo así mismo conforme aumenta el peso. Esto se debe a la acumulación de este metal que procede de varias fuentes asociadas con la gran diversificación de la dieta conforme este organismo se desarrolla y madura, este metal tiende a acumularse en el hígado para posteriormente ser eliminado. El mecanismo que se ha propuesto para dicha eliminación involucra a las metalotioneinas que se caracterizan por estar presentes en este órgano (Ravera, 2001).

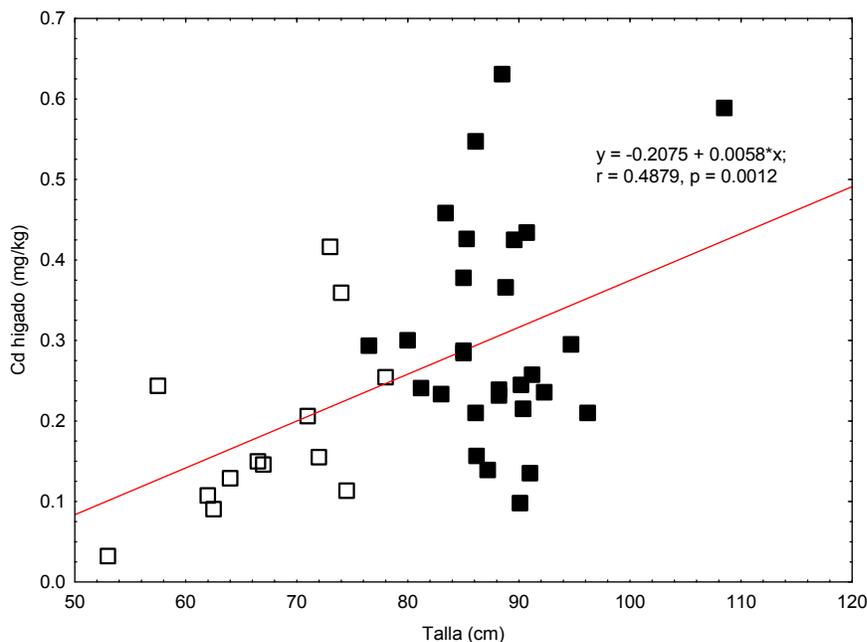


Figura 29. Correlación de la concentración de Cd (mg/kg) en el hígado respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

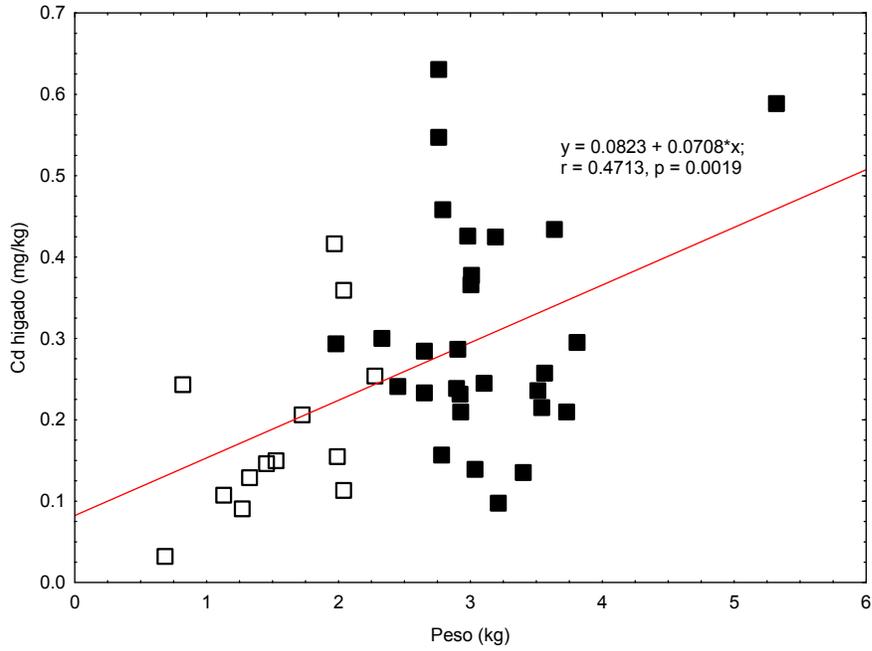


Figura 30. Correlación de la concentración de Cd (mg/kg) en el hígado respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

8.6.3. Contenido Estomacal

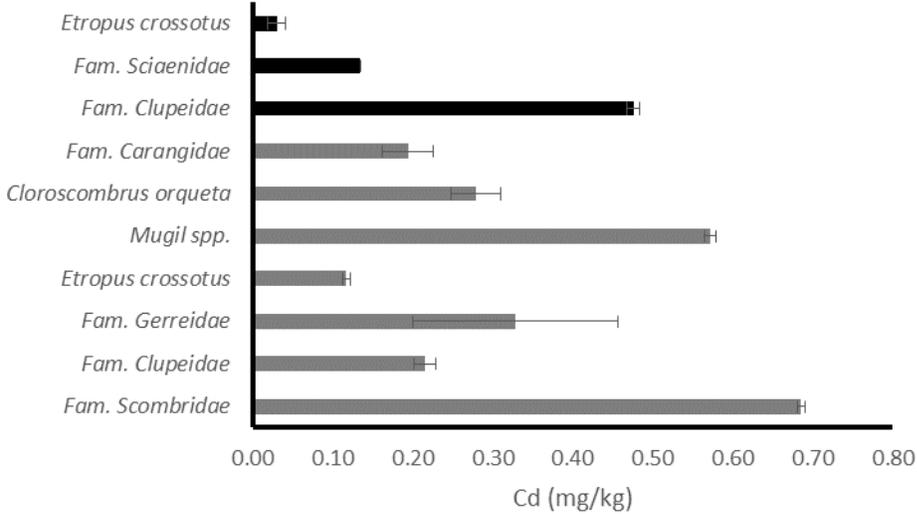


Figura 31. Concentración (±desviación estándar) de Cd (mg/kg) en las especies encontradas en el contenido estomacal del tiburón martillo (*S. lewini*) recolectado en 2011 (barras en gris) y 2012 (barras en negro).

La mayor concentración que se encontró de Cd para el año 2011 fue en las especies de la Familia Scombridae (0.69 mg/kg); por otro lado, para el año 2012 las que presentaron los más altos niveles de este metal fueron las especies de la Familia Sciaenidae (0.13 mg/kg) y la Familia Clupeidae (0.48 mg/kg) (Figura 31).

8.7. Análisis de plomo

Las concentraciones de Pb se obtuvieron con el espectrómetro de absorción atómica acoplado a horno de grafito; la exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia DOLT-4, con un contenido de Pb de 0.16 ± 0.04 mg/kg en peso seco. Los porcentajes de recuperación estuvieron entre 95.4 y 98.0 %. El límite de detección del equipo al trabajar con alícuotas de 0.25 g fue de 0.004 mg/kg y la precisión estimada como coeficiente de variación fue de 0.57%.

8.7.1. Músculo

Las concentraciones de Pb en el músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) de las muestras del 2011 estuvieron dentro del intervalo de 0.028 a 0.227 mg/kg en peso seco (Figura 32); mientras que las muestras de 2012 presentaron concentraciones entre 0.021 y 0.082 mg/kg (Figura 33).

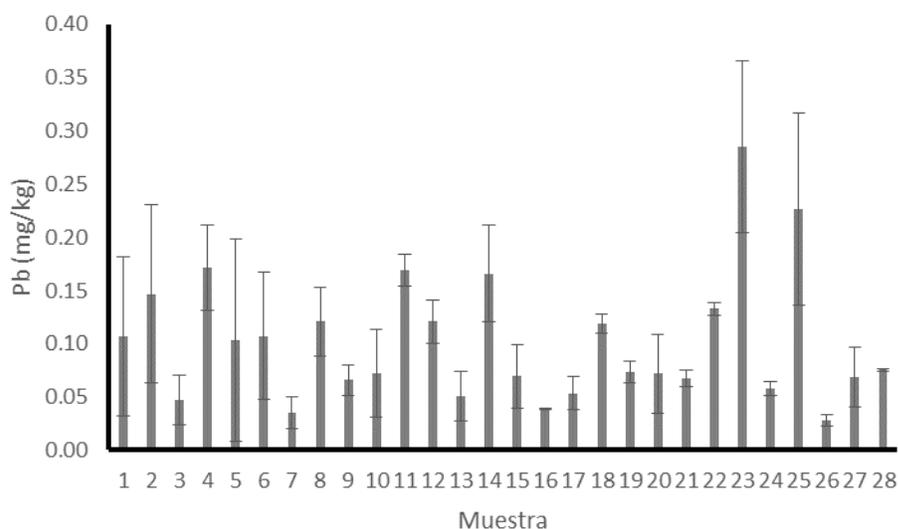


Figura 32. Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.

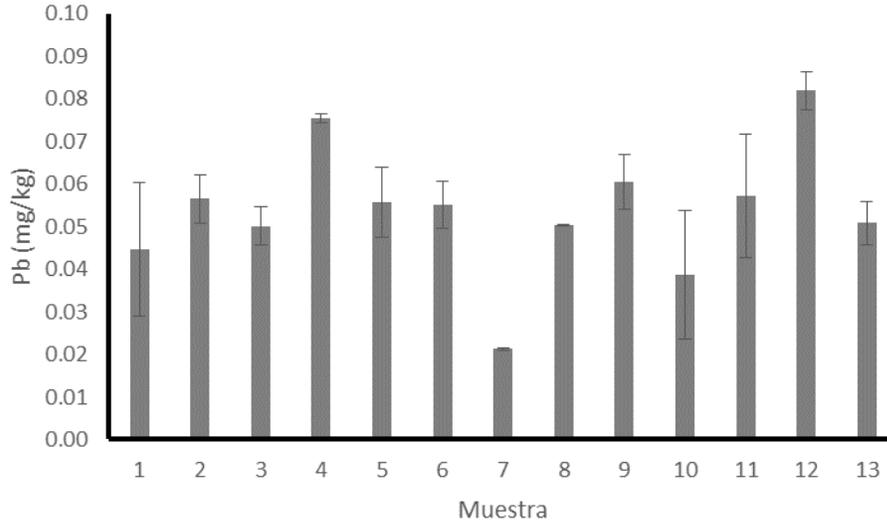


Figura 33. Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en músculo de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.

La concentración de Pb en el músculo respecto a la talla y peso de los organismos presentan una correlación lineal directa significativa ($p < 0.05$), la cual resultó positiva respecto a la talla ($r = 0.31$) y peso ($r = 0.25$), lo que indica que este metal tiene una tendencia a incrementarse en su concentración conforme esta especie se desarrolla y madura.

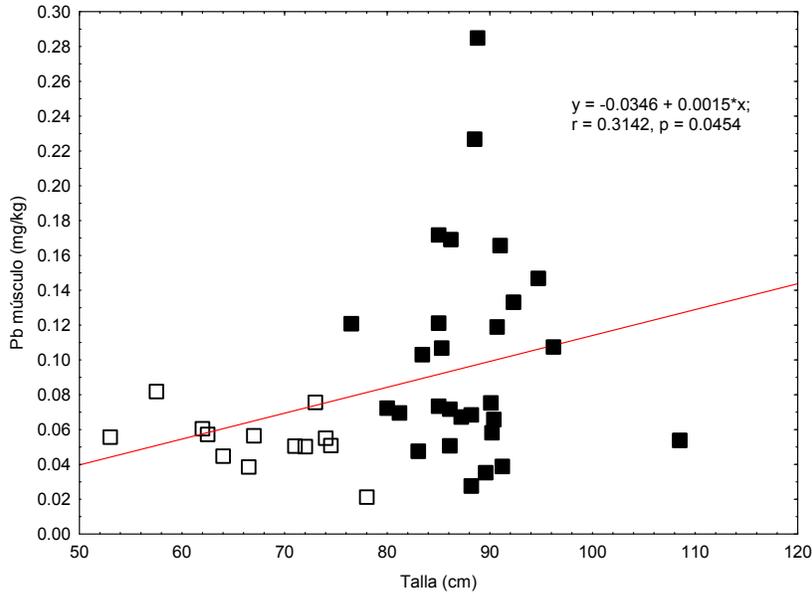


Figura 34. Correlación de la concentración de Pb (mg/kg) en el músculo respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

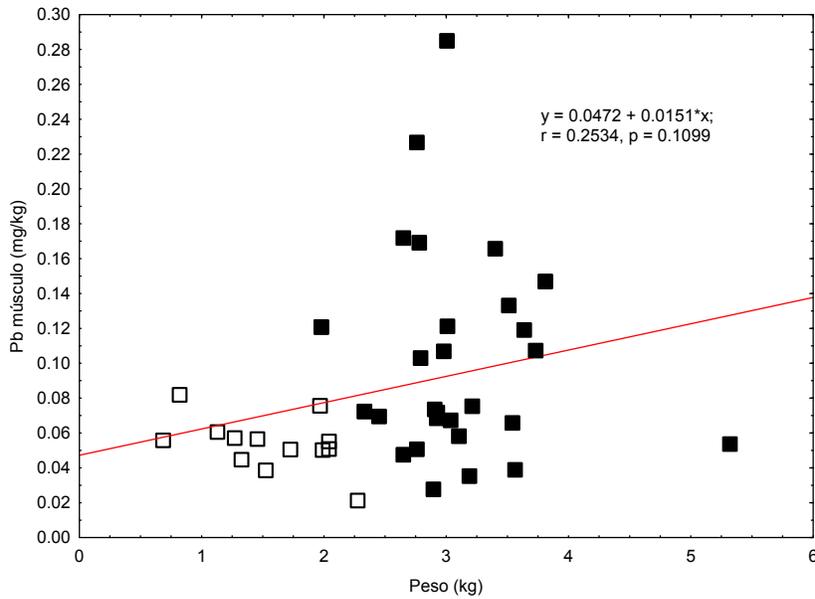


Figura 35. Correlación de la concentración de Pb (mg/kg) en el músculo respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

8.7.2. Hígado

Las concentraciones de Pb en el hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) de las muestras del 2011 estuvieron dentro del intervalo de 0.063 a 0.246 mg/kg en peso seco (Figura 36); mientras que las muestras de 2012 presentaron concentraciones entre 0.052 y 0.114 mg/kg (Figura 37).

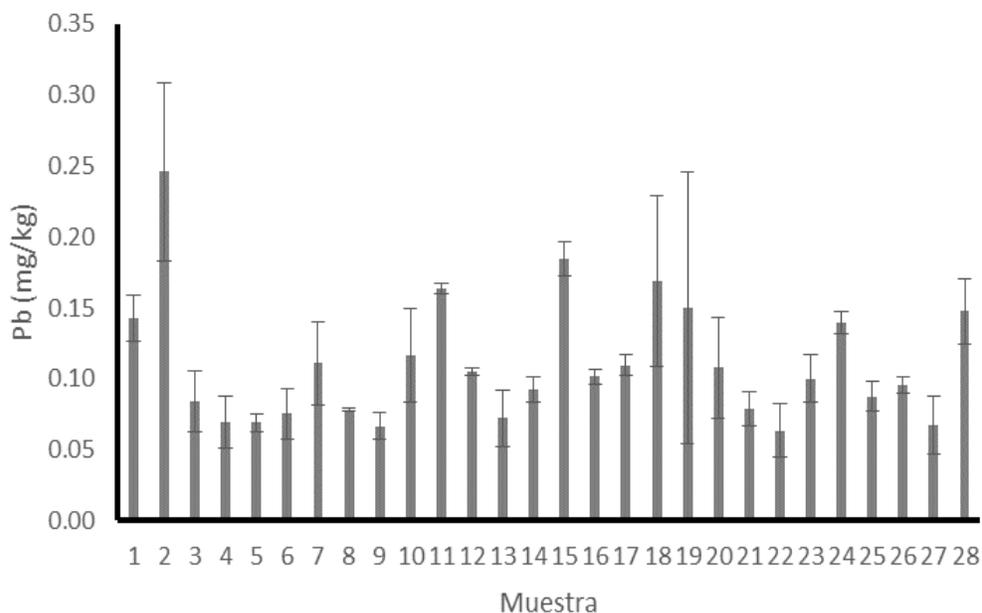


Figura 36. Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011.

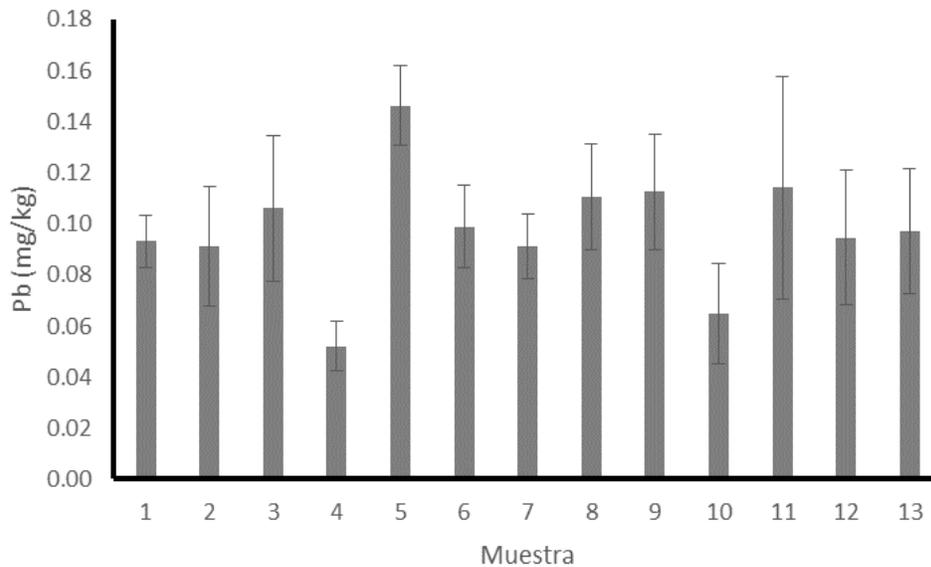


Figura 37. Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en hígado de tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2012.

Con respecto a la concentración de Pb en el hígado se presentó una correlación lineal directa no significativa ($p > 0.05$) con respecto a la talla y el peso del organismo, siendo en ambos casos esta correlación positiva; esto indica que la concentración de Pb tiende a aumentar conforme se incrementa la talla del individuo ($r = 0.10$) así mismo conforme aumenta el peso ($r = 0.14$). Las figuras correspondientes indican que conforme el organismo se encuentra en desarrollo este metal tiene una tendencia a ser acumulado en este tejido.

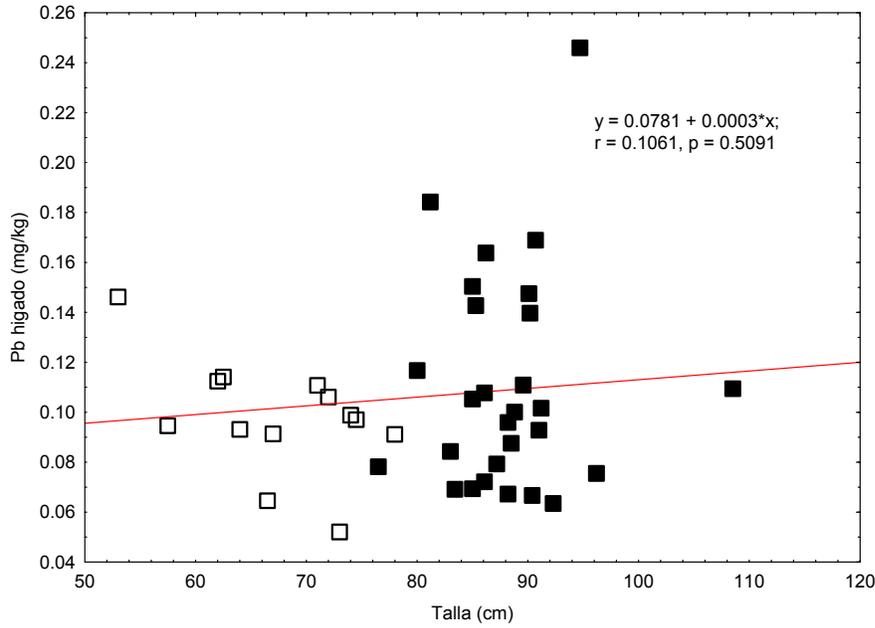


Figura 38. Correlación de la concentración de Pb (mg/kg) en el hígado respecto a la talla (cm) de los organismos recolectados en 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

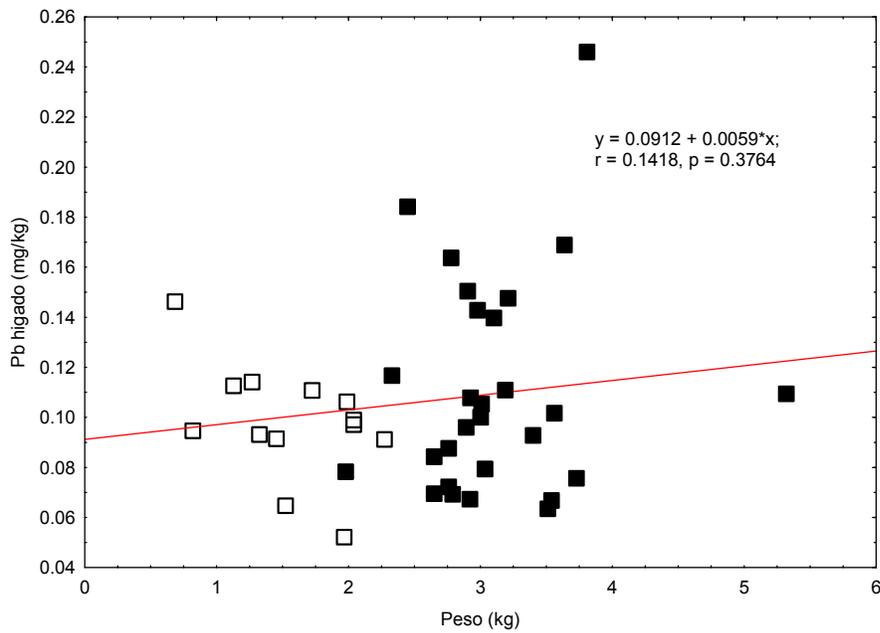


Figura 39. Correlación de la concentración de Pb (mg/kg) en el hígado respecto al peso (kg) de los organismos recolectados en el 2011 (cuadros en blanco) y 2012 (cuadros en negro).

8.7.3. Contenido estomacal

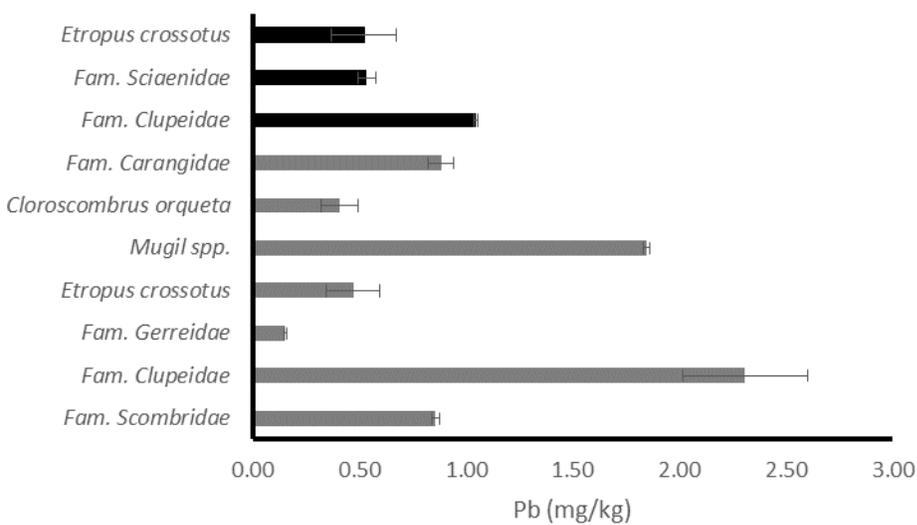


Figura 40. Concentración (\pm desviación estándar) de Pb (mg/kg) en las especies encontradas en el contenido estomacal del tiburón martillo (*S. lewini*) recolectados en 2011 (barras en gris) y 2012 (barras en negro).

La mayor concentración de Pb para el año 2011 se encontró en las especies de la Familia Scombridae (0.86 mg/kg), la Familia Clupeidae (2.30 mg/kg) y *Mugil spp.* (1.84 mg/kg); por otro lado, para el año 2012 los niveles más altos de este metal se encontraron en las especies de la Familia Sciaenidae (0.54 mg/kg) y la Familia Clupeidae (1.05 mg/kg) (Figura 40).

8.8. Distribución de Cu, Zn, Cd, Pb en tejidos de *S. lewini*

Las concentraciones medias de los metales esenciales Cu y Zn y no esenciales Cd y Pb en la totalidad de los organismos analizados muestran una secuencia hígado>músculo en los dos casos, y los elementos no esenciales presentaron las concentraciones más bajas en ambos tejidos.

Tabla 8. Concentración media (mg/kg peso seco) de Cu, Zn, Cd, Pb (\pm desviación estándar) en la totalidad de los tejidos hígado, músculo y contenido estomacal de *Sphyrna lewini*. Letras diferentes (a, b) indican diferencias entre los tejidos, Kolmogorov Smirnov y Kruskal Wallis ($p < 0.05$);

Tejido	N	Cu	Zn	Cd	Pb
Hígado	41	3.93 \pm 2.63 ^a	18.65 \pm 6.40 ^a	0.23 \pm 0.14 ^a	0.10 \pm 0.04 ^a
Músculo	41	1.54 \pm 0.28 ^b	17.02 \pm 2.17 ^b	0.02 \pm 0.01 ^b	0.07 \pm 0.05 ^b
C. estomacal	25	4.00 \pm 3.21	27.34 \pm 24.4	0.23 \pm 0.21	0.70 \pm 0.67

Las concentraciones encontradas en el presente estudio, están por debajo de los límites máximos permisibles (Tabla 8) de acuerdo con las normas mexicanas (NOM-027-SSA1-1993) para cadmio 0.5 mg/kg (en peso húmedo) y plomo 1.0 mg/kg (en peso húmedo), que son los metales de interés por su potencial riesgo a la salud; para el caso de los metales tenemos un límite máximo permisible de acuerdo con la FAO/WHO (1983) para cobre de 30 mg/kg y zinc 40 mg/kg (en peso húmedo).

Las concentraciones de Cd encontradas en la parte comestible de la especie estudiada (*S. lewini*) fueron más altas que las encontradas en organismos juveniles de la especie *Isurus oxyrinchus* capturados en Baja California (músculo 0.0001 mg Cd/kg en peso seco) (Velez et al., 2013); y la especie *Chiloscyllium plagiosum* capturadas en aguas del sur de China (músculo 0.010 \pm 0.001 mg Cd/kg) (Andrew et al., 2007). Esto puede deberse a diversos factores como el metabolismo y/o al medio circundante en el que se exponen. Endo et al. (2008) observó una similitud con varias especies de tiburones adultos capturados en aguas de las costas de Japón, *Carcharhinus leucas*, *Carcharhinus plumbeus*, *Carcharhinus albimarginatus* y *Galeocerdo cuvier* que presentaron concentraciones en el músculo de alrededor de 0.03 mg/kg de Cd.

La mayor concentración de estos metales no esenciales se encontró en el hígado, especialmente para el Cd en similitud con Cornish et al. (2007) que encontraron una concentración más alta de este metal en el hígado del tiburón *Chiloscyllium plagiosum* (0.24 \pm 0.08 mg/kg) y Velez et al. (2013) en el tiburón *Isurus oxyrinchus* (0.29 \pm 0.02 mg/kg). Este comportamiento se ha registrado en diversos estudios que concluyen que la tendencia de los metales no esenciales es más bien a acumularse en mayor

concentración en el hígado de los tiburones (Marcovecchio et al. 1991). Por lo mismo, este tejido es frecuentemente recomendado como indicador biológico de contaminación; debido a su función de almacenamiento, redistribución, destoxificación y/o transformación (Ravera, 2001).

En el caso de los metales esenciales, especialmente el Cu presenta la misma tendencia de acumularse en grandes concentraciones en el hígado en contraste con el músculo, tendencia que no se aprecia en el caso del Zn (Tabla 7); Endo et al. (2008) encontraron concentraciones de Cu en la especie *Carcharhinus plumbeus* (hígado, 4.07 mg/kg) y *Carcharhinus leucas* (hígado, 2.38 mg/kg), por otro lado, estas especies presentaron concentraciones de Cu en el músculo por debajo de 1.0 mg/kg; por el contrario, para el Zn encontraron que las concentraciones entre el músculo y el hígado eran similares. Esto se puede deber a la importancia de este metal esencial que interviene en muchos de los procesos estructurales, enzimáticos y metabólicos de los organismos (Rubio et al., 2007), por lo que los seres vivos mantienen y regulan los niveles de este metal en la mayoría de sus tejidos.

Tabla 9. Concentraciones encontradas de Cd, Pb, Cu y Zn (mg/kg con base a peso seco) en tejidos de varias especies de tiburones de diferentes partes del mundo; análisis en hígado y músculo.

Especie	Cd	Pb	Zn	Cu	Región	Referencia
Músculo						
<i>Prionace glauca</i>	0.2 ± 0.12	0.07 ± 0.01	6.1 ± 0.37	1.64 ± 0.13	Océano Pacífico	Barrera-García (2012)
<i>Sphyrna zigaena</i>	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.01	6.97 ± 0.17	1.45 ± 0.41	Golfo de México	Storelli et al. (2003)
<i>Rhizoprionodon longurio</i>	0.03 ± 0.03	4.96 ± 5.88	16.96 ± 2.29	1.19 ± 0.24	SE Golfo de California	Frías-Espericueta et al. (2014)
<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	0.34 ± 0.10	3.31 ± 2.16	11.91 ± 4.07	1.10 ± 0.55	Golfo de México	Núñez-Nogueira (2005)
<i>Mustelus mustelus</i>	0.01 ± 0.01	0.06 ± 0.02	3.38 ± 0.73	0.71 ± 0.35	Océano Atlántico	Storelli et al. (2011)
<i>Galeocerdo cuvier</i>	<LD	<LD	4.72 ± 3.28	<LD	Costa Isla Ishigaki	Endo et al. (2008)
<i>Chiloscyllium plagiosum</i>	0.01 ± 0.03	<LD	7.42 ± 3.94	0.15 ± 0.07	Mar Sur de China	Cornish et al. (2007)
<i>Isurus oxyrinchus</i>	<LD	<LD	NA	NA	Océano Pacífico	Vélez-Alavez et al. (2013)
<i>Carcharhinus limbatus</i>	0.35 ± 0.17	2.51 ± 2.17	43.97 ± 42.6	1.06 ± 0.28	Golfo de México	Núñez-Nogueira (2005)
<i>Sphyrna lewini</i>	0.02 ± 0.01	0.07 ± 0.05	17.02 ± 2.17	1.54 ± 0.28	SE Golfo de California	Presente Trabajo
Hígado						
<i>Sphyrna zigaena</i>	19.7 ± 1.29	0.17 ± 0.03	26.66 ± 1.85	6.06 ± 1.20	Golfo de México	Storelli et al. (2003)
<i>Rhizoprionodon longurio</i>	1.67 ± 1.19	<LD	12.56 ± 4.19	2.43 ± 0.75	SE Golfo de California	Frías-Espericueta et al. (2014)
<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	3.08 ± 5.23	1.82 ± 1.77	14.11 ± 14.3	4.61 ± 1.42	Golfo de México	Núñez-Nogueira (2005)
<i>Galeocerdo cuvier</i>	0.15 ± 0.24	<LD	2.88 ± 0.90	1.67 ± 0.73	Costa Isla Ishigaki	Endo et al. (2008)
<i>Chiloscyllium plagiosum</i>	0.24 ± 0.04	<LD	8.72 ± 0.59	1.07 ± 0.08	Mar Sur de China	Cornish et al. (2007)
<i>Isurus oxyrinchus</i>	0.29 ± 0.46	0.54 ± 0.32	NA	NA	Océano Pacífico	Vélez-Alavez et al. (2013)

<i>Carcharhinus limbatus</i>	0.06 ± 0.01	2.89 ± 0.07	24.99 ± 44.6	2.65 ± 0.89	Golfo de México	Núñez-Nogueira (2005)
<i>Carcharhinus limbatus</i>	0.21 ± 0.10	<LD	NA	NA	Golfo de México	Díaz-Mendoza et al. (2012)
<i>Somniosus microcephalus</i>	2.63 ± 0.35	<LD	10.39 ± 0.70	0.83 ± 0.07	Océano Ártico	McMeans et al. (2007)
<i>Somniosus pacificus</i>	3.91 ± 0.43	<LD	6.89 ± 0.33	1.75 ± 0.20	Océano Ártico	McMeans et al. (2007)
<i>Sphyrna lewini</i>	0.23 ± 0.14	0.10 ± 0.04	18.65 ± 6.40	3.93 ± 2.63	SE Golfo de California	Presente Trabajo

<LD por debajo del límite de detección; NA no se analizó

A excepción de *C. limbatus*, las demás especies enlistadas en la Tabla 9, contienen niveles de Zn en músculo inferiores a *S. lewini*. Algo similar sucede para el Cu, donde a excepción de *P. glauca*, los demás tiburones poseen concentraciones de Cu más bajas que *S. lewini*. Para el caso del Cd, se tiene que *S. lewini* está entre las especies con las más bajas concentraciones en el músculo, y algo similar ocurre con el Pb. Cuando se comparan los intervalos de concentración de los cuatro metales estudiados y enlistados en la Tabla 8, entre los dos tejidos tenemos que hay algunas generalizaciones interesantes que resaltar: Cu y Cd poseen niveles de concentración más altos en el hígado que en el músculo, mientras que en caso del Zn y el Pb no son claras las diferencias entre los dos tejidos, se traslapan los valores llegando a ser comparables o similares entre sí.

Los valores que se presentan de Cd tanto en hígado y músculo (Tabla 9) se pueden comparar con las concentraciones obtenidas de Cd en el presente trabajo (<0.5 mg/kg) en especies con talla similar < 100 cm; por otro lado, en algunos trabajos se encontraron en el hígado altas concentraciones de Cd >1mg/kg en las especies de tiburón como *S. microcephalus*, *S. pacificus* (McMeans, et al. 2007) y *Sphyrna zigaena* (Storelli, et al. 2003) las cuales presentaban tallas >200 cm. En cuanto al Pb las concentraciones parecen estar ligadas a factores ambientales.

8.9. Biomagnificación a través de las presas

Entre las presas analizadas los peces de la familia Clupeidae (N= 9), Escombridae (N= 4) y Sciaenidae (N= 8) fueron las especies que presentaron la mayor concentración para los metales analizados y contribuyeron más a la dieta (%IIR) (Tabla 5), por lo cual pueden ser las presas que aporten la mayor transferencia de estos metales hacia el depredador. El grupo de presas presentaron concentraciones altas con respecto al músculo del depredador en el caso de los cuatro metales analizados.

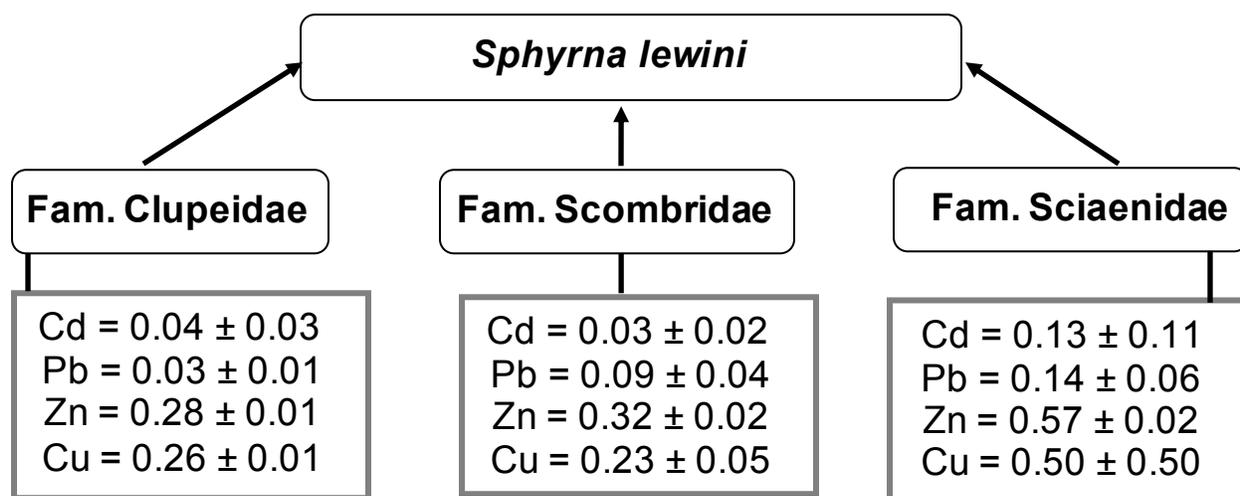


Figura 41. Cálculo del factor de biomagnificación (FB_G) de Cd, Pb, Zn y Cu (\pm desviación estándar) considerando a las tres familias de especies que más contribuyeron a la dieta del tiburón martillo (*S. lewini*) durante los años 2011–2012; utilizando la ecuación de Gray (2002).

Para el tiburón martillo (*S. lewini*), las especies de la Familia Scombridae y Clupeidae para el año 2011, y Sciaenidae para el 2012, constituyeron más del 50% (IIR) de su dieta; considerando estas concentraciones y los niveles del músculo del tiburón martillo no se obtuvieron valores de FB_G mayores a la unidad para los cuatro metales analizados de acuerdo con la fórmula propuesta por Gray (Fig. 41). Los resultados indican que no se presentó una biomagnificación ($FB < 1$); por lo general, los contaminantes como los metales, son eliminados con mucha facilidad de este tejido y no logran acumularse en los organismos, además de que no podemos afirmar que la mayor concentración de estos contaminantes provenga de la dieta (Gray, 2002). En el

ambiente marino los organismos están constantemente expuestos a contaminantes generalmente en bajas concentraciones de metales y metaloides y estos pueden provenir de diversas fuentes que involucran al agua, sedimentos y el aire que están en contacto con estos organismos directamente o bien con sus presas (Vélez et al., 2013).

Se realizó otro calculo, ahora con la fórmula propuesta por Lavoie (2010) la cual toma en cuenta las proporciones individuales de cada una de las especies encontradas en el contenido estomacal, los resultados (Tabla 10) muestran que estos metales no fueron biomagnificados a través de la dieta $FB < 1$.

Tabla 10. Factor de biomagnificación (FB_L) de Cd, Pb, Zn y Cu (\pm desviación estándar) considerando la proporción individual de las especies que contribuyeron a la dieta del tiburón martillo (*S. lewini*) durante los años 2011–2012; utilizando la ecuación de Lavoie (2010).

Metal	FB_L
Cu	0.26 \pm 0.05
Zn	0.35 \pm 0.05
Pb	0.06 \pm 0.04
Cd	0.04 \pm 0.02

Iulia et al. (2012), realizaron un analisis de la transferencia y biomagnificación de metales pesados (Cd, Cu, Pb, Zn) a través de la cadena trófica de organismos en un parque natural en Romania; encontraron que los metales esenciales como el Zn y Cu presentaron una biomagnificación desde los productores primarios hacia los consumidores; sin embargo, tanto para el caso de los metales esenciales Zn y Cu, y los no esenciales Cd y Pb, estos no se biomagnificaron ($FB < 1$) desde los consumidores primarios a consumidores en un nivel trófico más alto.

Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2008), realizaron un estudio para determinar la distribución de los metales Cd, Pb y Zn en la red trófica de la laguna costera de Altata-Ensenada del Pabellón, ubicada en el SE del Golfo de California; encontraron que estos metales a partir de los consumidores primarios para la mayoría de los casos no

presentaron una tendencia a biomagnificarse en las especies de niveles tróficos más altos; concluyeron que en los ecosistemas subtropicales, los estudios de biomagnificación son complejos debido a que los organismos tienen diversas fuentes de alimentación, las cuales presentan concentraciones variadas de estos metales.

Existen una serie de patrones aparentes cuando se realizan análisis de biomagnificación a través de la dieta con respecto a diversos contaminantes; metales como el Cd, Cu, Ni, Pb y Zn por lo general no tienden a ser biomagnificados dentro de la cadena alimenticia desde los productores primarios hasta los peces en un nivel trófico más alto (Cardwell et al., 2013); esto se debe a que las concentraciones de estos metales en general son menores en los organismos de los niveles tróficos más altos que en el fondo de la cadena alimenticia; esto puede deberse a los procesos de eliminación los cuales son complejos en las especies más desarrolladas. Sin embargo, se ha encontrado que los contaminantes orgánicos como los PCBs y los PAHs tienden más a bio magnificarse o metales como el mercurio en su forma orgánica CH₃Hg, esto se debe a la relación de estos compuestos altamente lipófilos y la cantidad de lípidos presentes en los tejidos de cada organismo (Gray, 2002).

8.10. Determinación del riesgo para la salud Humana

Cada individuo tiene derecho a que los productos alimenticios de consumo sean adecuados y seguros, esto fue expresado por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2007), para esto se han adoptado lineamientos que controlan y regulan estos productos, con la finalidad de garantizar la seguridad para el consumo de estos (Petroczi et al., 2009). La exposición a metales a través del consumo de estos alimentos es uno de los problemas de mayor interés hoy en día; para estos casos la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2000) estableció los índices THQ, el cual es un medidor del potencial de riesgo asociado a la ingesta de toxinas incluyendo los metales de acuerdo con las concentraciones de riesgo.

Es importante conocer si existen riesgos a la salud humana por el consumo de mariscos y peces, en este caso el tiburón es un producto importante de la pesca en Sinaloa, el cual ocupó en el 2013 el segundo lugar en producción pesquera a nivel nacional junto con otros de importancia como el camarón, atún y jaiba principalmente.

De acuerdo con la ISAPESCA (2013) el aporte de vitaminas y minerales de la carne de tiburón es apreciable al igual que el de otros grupos alimenticios como: cereales, carnes rojas y legumbres; en particular por su gran aporte de vitamina A, la cual ayuda a conservar una buena salud de piel y fortalece el sistema respiratorio.

Se determinó la dosis diaria promedio de consumo (DDP) de acuerdo con la fórmula propuesta por la EPA (1999). Una vez obtenido el valor de DDP (mg/kg); se determinó el coeficiente de peligro (HQ) considerando la concentración promedio más alta del metal encontrado en la parte comestible del tiburón martillo *Sphyrna lewini*.

8.10.1. Escenario para un consumo nacional y de Sinaloa

El consumo promedio de pescados y mariscos al año por persona en México de acuerdo con la COMEPESCA y CONAPESCA (2014) es de 10.5 kilos muy por debajo del promedio de los países que son altos consumidores como Japón cuya población consume un promedio de 30 kilos al año por persona. De acuerdo con la CONAPESCA este es el consumo promedio de los habitantes en los estados de México cercanos a la costa como es el caso de Sinaloa, con esto en cuenta se utilizaron valores aparentes para la tasa de ingesta diaria por persona de (li) 0.03 para el escenario nacional y 0.10 kg para el escenario de Sinaloa, así como un peso corporal promedio (Wi) del mexicano de acuerdo con encuestas realizadas por el Instituto Nacional de Salud Pública (INSP, 2012) y la Cámara Nacional de la Industria del Vestido (Conaive, 2012) es de 73.3 kg para hombres y de 67.5 kg para mujeres entre las edades de 18 y 50 años; así como para jóvenes el promedio es de 43.5 kg para una edad entre 8 y 16 años.

Cadmio

La concentración máxima de Cd encontrada en la parte comestible de la especie analizada (*S. lewini*) fue de 0.044 mg/kg en peso húmedo. El valor de la dosis diaria promedio para un consumo de 0.03 kg (escenario nacional N), tenemos una DDP de 1.82×10^{-5} mg/kg para hombres, 1.97×10^{-5} mg/kg para mujeres y 3.06×10^{-5} mg/kg para jóvenes; para un consumo de 0.10 kg (escenario de Sinaloa S), tenemos una DDP de 6.05×10^{-5} mg/kg para hombres, 6.58×10^{-5} mg/kg para mujeres y 1.02×10^{-4} mg/kg para

jóvenes. Estos valores de DDP son inferiores a la dosis de referencia para cadmio establecida por la EPA y la FAO (Tabla 4); por lo que se obtuvieron valores del coeficiente de riesgo (HQ) inferiores a la unidad ($HQ < 0.10$), por lo tanto el contenido de Cd no representa de acuerdo con estos dos escenarios un efecto adverso para el ser humano por el consumo de esta especie dentro de los parámetros de ingesta y peso corporal promedio considerados en el presente estudio.

Plomo

La concentración máxima de Pb encontrada en la parte comestible de la especie analizada (*Sphyrna lewini*) fue de 0.168 mg/kg peso húmedo. El valor de la dosis promedio para un consumo de 0.03 kg (escenario nacional N), tenemos una DDP de 6.87×10^{-5} mg/kg para hombres, 7.47×10^{-5} mg/kg para mujeres y 1.16×10^{-4} mg/kg para jóvenes; para un consumo de 0.10 kg (escenario Sinaloa S), tenemos una DDP de 2.29×10^{-4} mg/kg para hombres, 2.49×10^{-4} mg/kg para mujeres y 3.86×10^{-4} mg/kg para jóvenes. Estos valores de DDP son inferiores a la dosis de referencia para Plomo establecida por la EPA y la FAO (Tabla 4); por lo que se obtuvieron valores del coeficiente de peligrosidad (HQ) inferiores a la unidad ($HQ < 0.10$), por lo tanto el contenido de Pb dentro de este escenario no representa un efecto adverso para el ser humano por el consumo de esta especie dentro de los parámetros de ingesta y peso corporal promedio considerados en el presente estudio.

Zinc

La concentración máxima de Zn encontrada en la parte comestible de la especie analizada (*Sphyrna lewini*) fue de 17.81 mg/kg peso húmedo. El valor de la dosis diaria promedio para un consumo de 0.03 kg (escenario nacional N), tenemos una DDP de 7.29×10^{-3} mg/kg para hombres, 7.92×10^{-3} mg/kg para mujeres y 1.23×10^{-2} mg/kg para jóvenes; para un consumo de 0.10 kg (escenario Sinaloa S), tenemos una DDP de 2.43×10^{-2} mg/kg para hombres, 2.64×10^{-2} mg/kg para mujeres y 4.10×10^{-2} mg/kg para jóvenes. Estos valores de DDP son inferiores a la dosis de referencia para Zinc proporcionada por la EPA y la FAO (Tabla 4); por lo que los valores del coeficiente de peligrosidad (HQ) que se obtuvieron son inferiores a la unidad ($HQ < 0.14$), por lo tanto

el contenido de Zn dentro de este este escenario no representa un efecto adverso para el ser humano por el consumo de esta especie dentro de los parámetros de ingesta y peso corporal promedio considerados.

Cobre

La concentración máxima de Cu encontrada en la parte comestible de la especie analizada (*Sphyrna lewini*) fue de 1.73 mg/kg peso húmedo. El valor de la dosis diaria promedio para un consumo de 0.03 kg (escenario nacional N), tenemos una DDP de 7.11×10^{-4} mg/kg para hombres, 7.73×10^{-4} mg/kg para mujeres y 1.20×10^{-3} mg/kg para jóvenes; para un consumo de 0.10 kg (escenario Sinaloa S), tenemos una DDP de 2.37×10^{-3} mg/kg para hombres, 2.58×10^{-3} mg/kg para mujeres y 4.01×10^{-3} mg/kg para jóvenes. Estos valores de DDP son inferiores a la dosis de referencia para Cobre proporcionada por la EPA y la FAO (Tabla 4); por lo que los valores del coeficiente de peligrosidad (HQ) son inferiores a la unidad ($HQ < 0.10$), por lo tanto el contenido de Cu no representa un efecto adverso para el ser humano por el consumo de esta especie dentro de los parámetros de ingesta y peso corporal promedio considerados en el estudio.

8.10.2. Escenario para consumo mundial

De acuerdo con la COMEPESCA (2014) el promedio mundial de consumo de pescados y mariscos es de 18 kilos por persona al año (CONAPESCA 2014); y considerando un peso corporal (W_i) promedio de los habitantes de México de 73.3 kg hombres, 67.46 kg mujeres y 43.49 kg jóvenes (Conaive, 2012), se tiene un índice de ingesta diaria promedio de 0.05 kg.

Cadmio

La concentración máxima de Cd encontrada en la parte comestible de la especie analizada (*S. lewini*) fue de 0.044 mg/kg peso húmedo. El valor de la dosis diaria promedio para un consumo de 0.05 kg (escenario mundial M) diarios tenemos una DDP de 3.03×10^{-5} mg/kg para hombres, 3.29×10^{-5} mg/kg para mujeres y 5.10×10^{-5} mg/kg para jóvenes. Estos valores de DDP son inferiores a la dosis de referencia para cadmio

establecida por la EPA y la FAO (Tabla 4); por lo que se obtuvieron valores del coeficiente de riesgo (HQ) inferiores a la unidad ($HQ < 0.05$), por lo tanto el contenido de Cd no representa de acuerdo este escenario un efecto adverso para el ser humano por el consumo de esta especie dentro de los parámetros de ingesta y peso corporal promedio considerados en el presente estudio.

Plomo

La concentración máxima de Pb encontrada en la parte comestible de la especie analizada (*S. lewini*) fue de 0.168 mg/kg peso húmedo. El valor de la dosis diaria promedio para un consumo de 0.05 kg (escenario mundial M) diarios tenemos una DDP de 1.14×10^{-4} mg/kg para hombres, 1.25×10^{-4} mg/kg para mujeres y 1.93×10^{-4} mg/kg para jóvenes. Estos valores de DDP son inferiores a la dosis de referencia para Plomo establecida por la EPA y la FAO (Tabla 4); por lo que se obtuvieron valores del coeficiente de peligrosidad (HQ) inferiores a la unidad ($HQ < 0.05$), por lo tanto el contenido de Pb dentro de este escenario no representa un efecto adverso para el ser humano por el consumo de esta especie dentro de los parámetros de ingesta y peso corporal promedio considerados en el presente estudio.

Zinc

La concentración máxima de Zn encontrada en la parte comestible de la especie analizada (*S. lewini*) fue de 17.81 mg/kg peso húmedo. El valor de la dosis diaria promedio para un consumo de 0.05 kg (escenario mundial M) diarios tenemos una DDP de 1.21×10^{-2} mg/kg para hombres, 1.32×10^{-2} mg/kg para mujeres y 2.05×10^{-2} mg/kg para jóvenes. Estos valores de DDP son inferiores a la dosis de referencia para Zinc proporcionada por la EPA y la FAO (Tabla 4); por lo que los valores del coeficiente de peligrosidad (HQ) que se obtuvieron son inferiores a la unidad ($HQ < 0.07$), por lo tanto el contenido de Zn dentro de este este escenario no representa un efecto adverso para el ser humano por el consumo de esta especie dentro de los parámetros de ingesta y peso corporal promedio considerados.

Cobre

La concentración máxima de Cu encontrada en la parte comestible de la especie analizada (*Sphyrna lewini*) fue de 1.73 mg/kg peso húmedo. El valor de la dosis diaria promedio para un consumo de 0.05 kg (escenario mundial M) diarios tenemos una DDP de 1.19×10^{-3} mg/kg para hombres, 1.29×10^{-3} mg/kg para mujeres y 2.01×10^{-3} mg/kg para jóvenes. Estos valores son inferiores a la dosis de referencia para Cobre proporcionada por la EPA y la FAO (Tabla 4); por lo que los valores del coeficiente de peligrosidad (HQ) son inferiores a la unidad ($HQ < 0.05$), por lo tanto el contenido de Cu no representa un efecto adverso para el ser humano por el consumo de esta especie dentro de los parámetros de ingesta y peso corporal promedio.

Tabla 11.- Valor de HQ y HI (promedio) para la población de hombres, mujeres y jóvenes por Cd, Pb, Cu y Zn en la fracción comestible del tiburón *Sphyrna lewini*, de acuerdo a un escenario de consumo nacional (N), consumo en Sinaloa (S) y consumo mundial (M).

HQ		Consumo N	Consumo S	Consumo M
Cu	H	0.02	0.06	0.03
	M	0.02	0.06	0.03
	J	0.03	0.10	0.05
Zn	H	0.02	0.08	0.04
	M	0.03	0.09	0.04
	J	0.04	0.14	0.07
Cd	H	0.02	0.06	0.03
	M	0.02	0.07	0.03
	J	0.03	0.10	0.05
Pb	H	0.02	0.06	0.03
	M	0.02	0.06	0.03
	J	0.03	0.10	0.05

HI	Nacional	Sinaloa	Mundial
Hombres	0.08	0.26	0.13
Mujeres	0.09	0.28	0.13
Jóvenes	0.13	0.44	0.22

Los valores de HQ calculados en este estudio no fueron superiores a la unidad (Tabla 11), no se presenta un peligro a la salud por el consumo de esta especie dentro de los parámetros de consumo y peso de la población analizada.

Es importante a la hora de analizar los índices de riesgo a la salud humana, el analizar el caso de una población de niños entre los 3 y 5 años de edad con un peso corporal promedio de 19 kg (CDC. 2012), puesto que estos son los más susceptibles y vulnerables a los efectos por la presencia de estos metales o compuestos tóxicos en los alimentos; de acuerdo con la EPA (2000) se considera que en Estados Unidos se consume de 4 a 16 porciones de pescado al mes, y estas porciones en promedio son de 227 g, por lo tanto, en comunidades de alto consumo de peces y mariscos se puede dar el caso que los niños de estas familias consuman alrededor de 44 kg al año; el valor promedio para los metales analizados es $HQ = 0.3$, por lo que aún podemos pronosticar que no se presenten problemas el consumo de esta especie.

El valor promedio del índice de riesgo (HI) de los metales analizados Cd, Pb, Cu y Zn es <1 (Tabla 11) esto sugiere que no se presenta ningún riesgo de consumo de esta especie por parte de estos elementos por si solos o en conjunto.

Tabla 12. Coeficiente de peligrosidad (HQ) calculado para los metales no esenciales Cd y Pb encontrado en la parte comestible en especies de peces pelágicos de importancia comercial, resultados obtenidos de otros estudios.

Especie	Cd	Pb	Referencia
Pez vela (<i>Istiophorus platypterus</i>)	0.16	0.04	Soto-Jiménez et al. (2010)
Marlín rayado (<i>Tetrapturus audax</i>)	0.09	0.03	Soto-Jiménez et al. (2010)
Anchoa (<i>Engraulis encrasicolus</i>)	0.01	0.02	Storelli (2008)
Atún blanco (<i>Thunnus alalunga</i>)	0.03	0.18	Storelli (2008)
Chicharro (<i>Trachurus trachurus</i>)	0.01	0.005	Storelli (2008)
Pez cinto (<i>Lepidopus caudatus</i>)	0.03	0.005	Storelli (2008)
Atún azul (<i>Thunnus thynnus</i>)	0.01	0.06	Hussein et al. (2014)
Sardina (<i>Sardina pilchardus</i>)	0.01	0.02	Vieira et al. (2011)
Pez estornino (<i>Scomber japonicus</i>)	0.01	0.02	Vieira et al. (2011)

Diversos estudios realizados para determinar el coeficiente de peligro (HQ) por consumo de peces de importancia comercial y que se encuentran en un nivel alto dentro de las redes tróficas (Tabla 12) no se presentaron casos donde el valor de HQ fuera mayor a la unidad; esto tomando en cuenta las concentraciones de Cd y Pb los cuales son considerados como metales no esenciales y por lo cual concentraciones bajas de los mismos pueden llegar a causar un problema a la salud humana. Sin embargo, el riesgo potencial de consumo de pescados y mariscos no se puede asociar solo a un par de elementos sino al conjunto de metales presentes ($HI > 1$), de entre los cuales el metil-mercurio es considerado uno de los de mayor riesgo (Castro-González, et al. 2008).

El consumo de pescado debe ser regulado, el análisis de las concentraciones de metales presentes y la determinación de los índices de riesgo de acuerdo con las instituciones encargadas de cada país ayuda a disminuir problemas de salud, sobre todo en poblaciones de alto consumo de pescados y mariscos.

9. CONCLUSIONES

1. Los metales esenciales (Cu y Zn) y no esenciales (Cd y Pb) se encontraron en niveles detectables y en mayor concentración en el hígado que en músculo de los individuos examinados de *S. lewini* recolectados en la zona sureste del Golfo de California. Sin embargo, todas las concentraciones estuvieron por debajo del límite legal o máximo permisible de acuerdo a la EPA (2013), FAO (1983) y la norma oficial Mexicana NOM-027-SSA1-1993.
2. La determinación de nivel trófico por medio del análisis de contenido estomacal permitió concluir que el tiburón martillo (*S. lewini*) pertenece al grupo de consumidores terciarios.
3. El análisis de los metales en las diferentes presas del contenido estomacal, demostró que estas presentaban altas concentraciones de Zn, seguidas de Cu, Pb y Cd. A partir de esto y con los niveles de dichos metales en el músculo del tiburón, se calculó el factor de biomagnificación, encontrándose que los valores de FB estuvieron siempre por debajo de uno, por lo tanto no se presenta biomagnificación de los metales analizados en este organismo.
4. De acuerdo a los escenarios de consumo promedio analizados: nacional, en Sinaloa y mundial, se evaluó el riesgo por el consumo de la parte comestible de *S. lewini* y se encontró que la ingesta diaria de esta no representa un riesgo para la salud humana ($HQ < 1$), tanto para el caso de los metales esenciales Cu y Zn, como para los metales no esenciales Cd y Pb y el conjunto de los mismos ($HI < 1$).

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMC Aquatic Sciences. (1996). *Aqualex*. Recuperado en August de 2013, de http://www.aqualex.org/elearning/marine_environment/english/chap5/chap5-3.html
- ATSDR (Agency for Toxic Substances y Disease Registry). (2009). <http://www.atsdr.cdc.gov/>. Recuperado en agosto 2013 <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132-c2.pdf>, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp60-c1.pdf>
- Boening., Dean W. (2000). Ecological Effects, Transport, and Fate of Mercury: a general review. *Chemosphere* 40: 1335-1351.
- Barrera A.G., O'Hara T., Galvan F., Méndez L.R., Castellini J.M., Zenteno T.S. (2012). Oxidative stress indicators and trace elements in the blue shark (*Prionace glauca*) off the east coast of the Mexican Pacific Ocean. *Comparative Biochemistry and Physiology* 156: 59-66.
- Bryan G.W. (1971). The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Royal Society* 177: 389-410.
- BVSDE, Biblioteca Virtual de Desarrollo Sostenible y Salud Ambiental. (2010). <http://www.bvsde.paho.org/sde/ops-sde/bvsde.shtml>. Recuperado el 19 de Septiembre de 2013, de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/eco/016750/016750-plomo.pdf>, <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/eco/016750/016750-cadm.pdf>
- Bizzarro J., Smith D.W., Castillo J.L., Torres O.A., Farias J.F.M, Hueter R.E. (2009). The seasonal importance of small coastal sharks and rays in the artisanal elasmobranch fishery of Sinaloa, Mexico. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 4: 513-531.
- Bergés-Tiznado M., Páez-Osuna F., Regoli F. (2013). Biomonitoring of Arsenic through mangrover oyster (*Crassostrea corteziensis* Hertlein, 1951) from coastal lagoons. *Environ Monit Assess*, 185: 7459-7468.
- 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: 101-118.
- Centers for Disease Control and Prevention (CDC. 2014). Vital and Health Statistics. Series 11, number 252. October 2012

- Cornish A.S., Ho V., Wong H.L. (2007). Trace metals and organochlorines in the bamboo shark *Chiloscyllium plagiosum* from the southern waters of Hong Kong, China. *Science of the Total Environment*, 376: 335-345. <http://www.cdc.gov/>
- CONAPESCA. (2011). *Comision Nacional de Acuacultura y Pesca*. Recuperado el 10 de Septiembre de 2013, de <http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/analisis/2011>
- Convencion sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). (2013). *Tiburón Martillo Común*.
- Cortes E. (1999). Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 707-717.
- Coll M., Navarro J., Olson R., Christensen V. (2012). Assessing the trophic position and ecological role of squids in marine ecosystems by means of food-web models. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 95: 21-36
- Cota S.L., Noriega A.E.A., Sanchez F.A., Gamboa D.A., J. Romero J.B., et al. (2007). The Gulf of California: Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography* 73: 1-26.
- Ciesielski T., Pastukhov M.V., Fodor P., Bertenyi Z., Namiesnik J. (2006). Relationships and bioaccumulation of chemical elements in the Baikal seal (*Phoca sibirica*), *Environmental Pollution* 139: 372-384.
- David J.H. (1977). The use of Biological Indicator Organism to Monitor Trace Metal Pollution in Marine and Estuarine Environments. *Environmental Pollution* 13: 281-317.
- Endo T., Hisamichi Y., Haraguchi K., Ohta C. (2008). Hg, Zn and Cu levels in the muscle and liver of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) from the coast of Ishigaki Island, Japan: Relationship between metal concentrations and body length. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1774-1780.
- EPA, Environmental Protection Agency (2004). <http://www.epa.gov/>. Recuperado en Agosto del 2013, en <http://www.epa.gov/iris/subst/0141.htm>, <http://www.epa.gov/iris/subst/0277.htm>, <http://www.epa.gov/iris/subst/0127.htm>, <http://www.epa.gov/iris/subst/0029.htm>

- Escobar-Sánchez O., Galvan-Magaña F., Rosiles-Martínez R. (2010). Mercury and Selenium Bioaccumulation in the Smooth Hammerhead Shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 84: 488-491.
- Escobar-Sánchez O., Galvan-Magaña F., Rosiles-Martínez R. (2011). Biomagnification of Mercury and Selenium in Blue Shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biological Trace Element Research* 144: 550-559.
- Gabriela-David I., Lucian M., Alin T., Chisamera G., Lucian G. (2012). Food Chain Biomagnification of Heavy Metals in samples from the lower Prut floodplain natural park. *Environmental Engineering and Management Journal* 11: 69-73
- Galvan F., Courrau A.M., Vera L. (2012). Bioacumulation and Biomagnification of total Mercury in Four Exploited Shark Species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88: 129-134.
- Giri S., Kumar A. (2013). Assessment of Human health risk for heavy metals in fish and shrimp collected from Subarnarekha River, India. *International Journal of Environmental Health Research* 24: 429-449.
- Gray S.J. (2002). Biomagnification in Marine Systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin* 45: 46-52.
- Hernandez G.J., Cadena C.L., Bentacourt L.M. (2007). Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Environmental Chemistry*, 89: 507-522.
- Hu H. (2002). Life Support: The Environment and Human Health. *Human Health and Heavy Metals Exposure* (Chapter 4), MIT Press., 312 pp.
- Hussein A., Khaled A. (2014). Determination of metals in tuna species and bivalves from Alexandria, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Rresearch* 40: 9-17.
- Hurtado R., Gomez A., Farias M.F., Cordoba M. (2012). Total Mercury in Liver and Muscle Tissue of Two Coastal Sharks from the Northwest of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88: 971-975.
- Instituto Sinaloense de Acuacultura y Pesca (ISAPESCA), 2013. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca. Gobierno del Estado de Sinaloa. Catálogo de

- Recursos Acuáticos de Importancia Económica del Estado de Sinaloa, Culiacán de Rosales, Sin., Mex., 90 pp.
- Inzunza J.R., Osuna F.P. (2007). Essential and toxic metals in nine fish species for human consumption from two coastal lagoons in the Eastern Gulf of California. *Journal of Environmental Science and Health* 42: 1411-1416.
- Jakimska A., Konieczka P., Skora K., Namiesnik J. (2011). Bioaccumulations of Metals in Tissues of Marine Animals, Part: the Role and Impact of Heavy Metals on Organisms. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20: 1117-1125.
- Järup L. (2003). Hazards of Heavy Metal Contamination. *British Medical Bulletin*, Vol 68: 167-182.
- Jimenez Soto M.F. (2011). Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. *Hidrobiologica*, 21: 239-248.
- Lavin M.F., Marione S.G. (2003). *An Overview of the Physical Oceanography of the Gulf of California*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers., 376pp.
- Li J., Huang Y.Z., Hu Y., Yang H. (2013). Potential Risk assessment of heavy metals by consuming shellfish collected from Xiamen, China. *Environmental Science of Pollution Research* 20: 2937-2947
- Marcovecchio J.E., Moreno V.J., Perez A. (1991). Metal Accumulation in Tissues of Sharks from the Bahia Blanca Estuary, Argentina. *Marine Environmental Research* 31: 263-274.
- Maz Courrau C.L. (2011). Bioaccumulation and Biomagnification of Total Mercury in Four Exploited Shark Species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88: 129-134.
- Mendoza-Díaz F., Serrano A., Cuervo López L., López-Jiménez A., Galindo A.J., Basañez-Muñoz A. (2012). Concentración de Hg, Pb, Cd, Cr y As en hígado de *Carcharhinus limbatus* (Carcharhiniformes: Carcharhinidae) capturado en Veracruz, Mexico. *Biología Tropical* 61: 821-828.
- Michael C. Newman., M.A. Unger (2003). *Fundamentals of Ecotoxicology*, 2nd ed, Lewis Publishers., 480pp.

- McMeans C.B., Borga K., Bechtol R.W., Higginbotham D., Fisk T.A. (2007). Essential and non-essential element concentrations in two sleeper shark species collected in arctic waters. *Environmental Pollution* 148: 281-290.
- Montaño C., Cedeño L., Galván F. (2009). Hábitos Alimentarios del Tiburón Martillo *Sphyrna lewini* en el Pacífico Ecuatoriano. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44: 379-386.
- Moody J.R., Richard M. (1977). Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Analytical Chemistry*, 5: 2264 - 2267.
- Núñez-Nogueira G. (2005). Concentration of essential and non-essential metals in two shark species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline. *Golfo de México Contaminación y Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición: 451-474.
- Olson J, Watters G. (2003). *A model of the pelagic ecosystem in the Eastern tropical Pacific Ocean. Bulletin of Inter-American Tropical Tuna Commission*.
- Olmedo P., Pla A., Hernández A.F., Barbier F. (2013). Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples. Risk assessment for the consumers. *Environment International*, 59: 63-72.
- Páez-Osuna F. (2011). *Metales en Camarón de Cultivo y Silvestre: Importancia, Efectos y Transferencia Trófica*. Mazatlán, Sinaloa: Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.
- Petroczi A., Naughton D.P. (2009). Mercury, cadmium and lead contamination in seafood: A comparative study to evaluate the usefulness of Target Hazard Quotients. *Food and Chemical Toxicology*, 47: 298-302.
- Pauly D., Trites A.W., Capuli E. (1998). Diet Composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 467-481.
- Pethybridge H., Cossa D., Butler E. (2010). Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: Biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. *Marine Environmental Research* 69: 18-26.
- Powell J.H., Powell R.E. (2001). Trace elements in fish overlying subaqueous tailings in the tropical west Pacific. *Water, Air, and Soil Pollution* 125: 81-104.

- Ravera O. (2001). Monitoring of the aquatic environment by species accumulator of pollutants: review. *Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater* 60: 63-78
- Rodriguez M., Alvarez R. (2006). Current State of Knowledge of the Concentration of Mercury and Other Heavy Metals in Fresh Water Fish in Colombia. *Acta Biologica Colombiana* 11: 3-23.
- Ruelas-Inzunza J.R, Páez-Osuna F. (2005). Mercury in fish and shark tissues from two coastal Lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 74: 294-300.
- Rubio C., González-Weller D., Martín-Izquierdo R.E., Hardisson A. (2007). El Zinc: oligolemento esencial, *Nutrición hospitalaria* 22: 101-107.
- Sobrino F.A., Caceres M.C., Rosas C.R. (2007). Risk evaluation for mollusk consumption polluted with cadmium, chromium and lead. *Hidrobiologica* 17: 49-58.
- Souza I., Duarte I., Pimentel N., Rocha L. (2013). Matching metal pollution with bioavailability, bioaccumulation and biomarkers response in fish (*Centropomus parallelus*) resident in neotropical estuaries. *Environmental Pollution* 180: 136-144.
- Storelli M.M., Cuttone G., Marcotrigiano G. (2011). Distribution of trace elements in the tissues of smooth hound *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1758) from the southern-eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). *Environmental Monitoring Assessment* 174: 271-281.
- Storelli M.M. (2008). Potential human health risk from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: Estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology* 46: 2782-2788.
- Storelli M, Cuttone G., Marcotigiano G. (2011). Distribution of trace elements in the tissue of smooth hound *Mustelus mustelus*, from the southern-eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). *Environmental Monitoring and Assessment* 174: 271-281.
- Torres-Rojas Y., Hernandez-Herrera A., Galvan-Magaña F., Alatorre-Ramirez V. (2010). Stomach content analysis of juvenile, scalloped hammerhead shark *Sphyrna lewini* captured off the coast of Mazatlan, Mexico. *Aquatic Ecology* 44: 301-308.

- Turoczy N.J., Laurenson J.B., Allinson G., Nishikawa M. (2000). Observations on Metal Concentrations in Three Species of Shark (*Deania calcea*, *Centroscymnus crepidater*, and *Centroscymnus owstoni*) from Southeastern Australian Waters. *Food Chemistry* 48: 4357-4364.
- United States Environmental Protection Agency (EPA, 2000). Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Volume 1 Fish Sampling and Analysis, Third Edition.
- Ulloa R., Torre J., Bourillon L., Alcantar N., Gondor A. (2006). Planeacion Ecorregional para la Conservacion Marina. *The Nature Conservancy.*, Version 2 153pp.
- Vélez M., Galván F., Labrada V. (2013). Oxidative stress indicators and trace element concentrations in tissues of mako shark (*Isurus oxyrinchus*). *Comparative Biochemistry and Physiology* 165: 508-514.
- Vas P. (1991). Trace Metal Levels in Sharks from British and Atlantic Waters. *Marine Pollution Bulletin* 22: 67-72.
- Vieira C., Morais S., Ramos S., Delerue-Matos C., Oliveira B.P. (2011). Mercury, cadmium, lead and arsenic levels in three pelagic fish species from the Atlantic Ocean: Intra and inter-specific variability and human health risks for consumption. *Food and Chemical Toxicology* 49: 923-932.
- Williamson D.J. (2011). The Scalloped Hammerhead – *Sphyrna lewini* as an Endangered Species. *Fisheries Scientific Committee*.
- Zuk M., Ize I. (2010). Introducción al análisis de riesgos ambientales. *La Caracterizacion del riesgo al evaluar un riesgo para la salud Humana*. 2da edicion, 220pp.

