INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

ESTRUCTURA TRÓFICA, BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE CADMIO, MERCURIO Y SELENIO EN EL CAZÓN MAMÓN *Mustelus henlei* (GILL, 1863) EN LA COSTA OCCIDENTAL DE BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

LAURA MARÍA PANTOJA ECHEVARRÍA

LA PAZ, B.C.S., ENERO DE 2021

SIP-14
REP 2017

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 15:00 horas del día 18 del mes de Diciembre del 2020 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS para examinar la tesis titulada:

"ESTRUCTURA TRÓFICA, BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE CADMIO, MERCURIO Y SELENIO EN EL CAZÓN MAMÓN *Mustelus henlei* (GILL, 1863) EN LA COSTA OCCIDENTAL DE BAIA CALIFORNIA SUR. MÉXICO"

del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	PANTOJA	Apellido Materno:	ECHEVARRÍA	Nombre (s):	LAURA MARÍA

Número de registro: A 1 7 0 9 0 1

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene _11_ % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado**.

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **SI** ☐ **NO** ■ **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*

_ El documento mostró 11% de de similitud , En general es un grado de similitud aceptable del manuscrito de tesis de doctorado.

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** ■ **SUSPENDER** ☐ **NO APROBAR** ☐ la tesis por **UNANIMIDAD** ☐ o **MAYORÍA** ☐ en virtud de los motivos siguientes:

"SATISFACE LOS REQUISITOS SEÑALADOS POR LAS DISPOCISIONES REGLAMENTARIAS VIGENTES"

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRÍGUEZ
Director de Tesis
Nombre completo y firma

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA
Nombre completo y firma

DR. ARTURO TRIPP VALDEZ
Nombre completo y firma

DRA.LAURA ARREOLA MENDOZA

DR. FERNANDO RICARDO ELORRIAGA VERPLANCKEN

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., **el día** 18 **del mes de** Diciembre **del año** 2020

El (la) que suscribe M en C. LAURA MARÍA PANTOJA ECHEVARRÍA **Alumno (a) del Programa**

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A170901 **adscrito al** CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

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

DRA. ANA JUDITH MARMOLEJO RODRÍGUEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"ESTRUCTURA TRÓFICA, BIOACUMULACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE CADMIO, MERCURIO Y SELENIO EN EL CAZÓN MAMÓN *Mustelus henlei* (GILL, 1863) EN LA COSTA OCCIDENTAL DE BAJA CALIFORNIA SUR, MÉXICO"

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

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: lali.pantoja1990@gmail.com - amarmole@ipn.mx –

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

M en C. LAURA MARIA PANTOJA ECHEVARRÍA

Nombre y firma del alumno

turnitin

Tesis de doctorado. Laura Pantoja.pdf
Dec 21, 2020
19938 palabras/105830 caracteres

Laura Pantoja

Tesis de doctorado. Laura Pantoja.pdf

Resumen de fuentes

11%

SIMILITUD GENERAL

1	Laura María Pantoja-Echevarría, Elena Tamburin, Ana Judith Marmolejo-Rodríguez, Felipe Galván-Magaña et al. "Stable isotopic inferenc... CROSSREF	1%
2	docplayer.es INTERNET	1%
3	Laura María Pantoja-Echevarría, Ana Judith Marmolejo-Rodríguez, Felipe Galván-Magaña, Laura Arreola-Mendoza et al. "Bioaccumulat... CROSSREF	<1%
4	www.tiburonesyrayascicimar.com INTERNET	<1%
5	doczz.es INTERNET	<1%
6	www.researchgate.net INTERNET	<1%
7	repositorio.ucv.edu.pe INTERNET	<1%
8	tesis.ipn.mx INTERNET	<1%
9	tesis.ucsm.edu.pe INTERNET	<1%
10	doczz.net INTERNET	<1%
11	www.nrcresearchpress.com INTERNET	<1%
12	repositorio.uss.edu.pe INTERNET	<1%
13	journals.plos.org INTERNET	<1%
14	hdl.handle.net INTERNET	<1%
15	E Tamburin, SL Kim, FR Elorriaga-Verplancken, DJ Madigan et al. "Isotopic niche and resource sharing among young sharks (Carcharo... CROSSREF	<1%
16	H Pethybridge, ECV Butler, D Cossa, R Daley, A Boudou. "Trophic structure and biomagnification of mercury in an assemblage of deep... CROSSREF	<1%

Este trabajo fue apoyado por:

- Proyecto IPN 20181417: Ecología trófica de los tiburones en la costa occidental del Golfo de California. Dirigido por Dr. Felipe Galván Magaña.
- Proyecto SIP 20195126: Biogeoquímica de elementos traza en sistemas costeros influenciados por minería de cobre. Dirigido por la Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez.
- Proyecto SIP 20200709: Biogeoquímica de elementos traza en sistemas costeros influenciados por minería de cobre. Dirigido por la Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez.
- Proyecto SIP 20196632 y SIP 20201151 Dirigido por la Dr. Laura Arreola Mendoza.

Parte de los resultados de esta tesis están publicados en las revistas cietificas Marine Pullution Bulletin y Regional Studies in Marine Science.

- Pantoja-Echevarría, L. M., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Galván-Magaña, F., Arreola-Mendoza, L., Tripp-Valdéz, A., Elorriaga-Verplancken, F., Jonathan, M.P., 2020. Bioaccumulation and trophic transfer of Cd in commercially sought Brown smoothhound *Mustelus henlei* in the western coast of Baja California Sur, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.*, 151, http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110879.
- Pantoja-Echevarría, L. M., Tamburin, E., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplancken, F., Delgado-Huertas, A., Tripp-Valdéz, A., Arreola-Mendoza, L., Lara, A., 2020. Stable isotopic inferences on trophic ecology and habitat use of brown smooth-hound *Mustelus henlei* in the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Reg. Stud. Mar Sci.*, 101520.

DEDICATORIA

A mi mama por ser mi guía, porque dice que
verme volar es como si ella volara también,
TE AMO MAMI

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional (IPN) y al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN) que hicieron posible mis estudios de Doctorado. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), a las Becas de Estímulo Institucional de Formación de Investigadores (BEIFI-IPN) y a la Coordinación de Cooperación Académica (CCA-IPN), por el apoyo económico otorgado durante mi Doctorado.

A mi directora de tesis Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez por todo su apoyo, consejos, comprensión, confianza y enseñanzas para la realización de este proyecto. Espero seguir aprendiendo y colaborando juntas.

A los integrantes de mi Comité Tutorial: Dr. Felipe Galván porque me rescató cuando más perdida estaba, todos los consejos y las herramientas aprendidas me han convertido en una profesional más preparada. Al Dr. Fernando Elorriaga, Dr. Arturo Tripp y Dra. Laura Arreola, por los comentarios y correcciones durante el transcurso de la investigación.

Al Dr. Antonio Delgado, por aceptar recibirme de estancia aun con toda la carga de trabajo, a Arsenio y a todo el equipo del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra.

A Evodio y Yunior los mejores pescadores del mundo mundial, los de Las Barrancas, por recibirnos y hacernos sentir como en casa, por convertirse en buenos amigos.

Al Departamento de Servicios Educativos del CICIMAR, en especial a Humberto Ceseña Amador y a Cesar Servando Casas Núñez, así como a Magda por la buena disposición, eficiencia y ayuda siempre oportuna. A Gaby y Rocío por recibirme siempre con una sonrisa.

A mi mama por ser la mejor, ella dice que soy su princesa… pero mamita tu eres mi reina, gracias por creer en mi e inculcarme estas ganas de comerme al mundo, todo es mas fácil si estamos juntas y porque siempre siempre seamos felices. A mi papa por ser el más atento, por hacerme sentir como su niña linda. A mi abuelo Papi, no se puede tener mejor abuelo en el mundo, ojalá pueda llegar a ser como tú, viste….. Lo Logré!!!!. A mi abuela Neni por enseñarme a creer en la magia, en los cuentos de princesas y hadas, en el tren de la felicidad y por incluir ese toque de imaginación a mi vida.

A mis tres niñas hermosas con las cuales hace casi cuatro años llegue aquí con una maleta cargada de sueños (y de unas cuantas cosas viejas jajaja) las amo…. Latocita a ti porque los puntitos malitos no son tan malitos nada y mejor si van acompañados de un tin, por cambiar mi vida, creo que ya es hora de salir del nido no? A mi Enana hermosa porque, aunque no haya estado en tu operación a corazón abierto, tienes un

corazón del tamaño del universo, porque nadie me iba a decir cuando te vi en las pruebas de ingreso de la Lenin en el 2005 que ibamos a recorrer tanto camino juntas… lenin, universidad, acuario y México chiquilina de mi corazón, porque a pesar de volverte loquita siempre estás ahí para mi, Te amo.

A Arri por coger ese avión conmigo, por las dudas, picaderas de bichos, predoctorales, tesis y estrés compartido. Por enseñarme que saleiri, friteri, escapeiri e ignoreidi son palabras que existen, al menos en nuestro diccionario, te quiero mucho. A mis Encapuchados por las risas compartidas, por ser los únicos en entender mi humor. Amor a ti por lograr que Despacito sea mas que una canción, por enseñarme que las piedritas con ojos son las mejores personas del mundo y a ti Niñi por ser la mejor entrenadora de Dragones, por hacer que el limón se convierta en un ingrediente indispensable en nuestras salidas y por coincidir conmigo en que las escuelitas de allá tienen lo suyo Shhhh.

Oli a ti porque el Aperol no sabe igual sino es contigo, porque nunca cdmx, Playa o hasta las Vegas va a ser lo mismo sin ti, te amo m_ _ _ _ mía. A Elizabeth por los café compartidos, las develadas, las risas, las charlas motivadoras, por no conformarnos con el terraplén y por las ganas que tenemos ambas de cumplir nuestros sueños, te amo. A Danita y a mi Criaturita (pequeñas ,,,,,) por el chucho y las risas compartidas porque hasta el infierno (que nos toca) es un lindo lugar si están ustedes, Danita gracias por todos lo arreglitos en las figuras.

A Eleni por ser la mejor coautora del Ejército Libertador, por toda la paciencia con los isótopos, por las figuras lindas, por abrirme su casa, enseñarme que spagueto existe y convertirse en mi italiana favorita, te quiero mucho. A Isis y Viri, mi catalana y mexicana favorita, por hacer que las salidas a las Barrancas se convirtieran en las mejores del mundo mundial, y por nuestras platicas sin fin y recalco sin fin, las quiero mucho. A Enriette por sus ocurrencias y por convertirse en alguien muy especial, con un corazón que no le cabe en el pecho. A Adrian por hablarnos de esta escuela, recibirnos y estar siempre ahí para nosotros. A Vale por hacer de mi estancia en España la más especial por ser la mejor compañera de viajes que se pueda tener y a mi primo por acompañarme al final de esta historia.

A Diana, Isa; Zenia, Migue, Jan, Franklin, Yadi, Emi, Ailin, Alain y Nay por hacer de estos años los mejores, a mis amigos de la Lenin por estar siempre al pendiente.

Gracias por las alegrías, las risas, los cuentos, las canciones, fiestas, playas, gracias por hacerme sentir feliz.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....1
ABSTRACT.....2
CAPÍTULO 1. Introducción general.....3
1.1. Ecología y biología de *Mustelus henlei*.....3
1.2. Elementos traza.....4
1.2.1. Cadmio.....5
1.2.2. Mercurio.....7
1.2.3. Selenio.....8
1.3. Transferencia trófica de elementos traza.....10
1.4. *Mustelus henlei*. Antecedentes.....11
1.5. Justificación.....11
1.6. Objetivo general.....12
1.6.1. Objetivos específicos.....12
1.7. Área de estudio.....12
1.8. Presentación de la tesis.....14
CAPÍTULO 2. Bioacumulación y transferencia trófica de Cd en el cazón mamón *Mustelus henlei* en la costa occidental de Baja California Sur, México.....15
2.1. Resumen.....15
2.2. Introducción.....15
2.3. Origen del Cd en el Área de estudio.....16
2.4. Materiales y Métodos.....17
2.4.1. Recolecta de muestras.....17
2.4.2. Análisis de contenido estomacal.....17
2.4.3. Análisis de las concentraciones de Cd.....18
2.4.3.1. Preparación y homogenización de las muestras.....18
2.4.3.2. Determinación de las concentraciones de Cd.....18
2.4.4. Biomagnificación.....19
2.4.5. Análisis estadístico.....19
2.5. Resultados.....19
2.5.1. Composición de la dieta *de M. henlei* y sus diferencias por sexo.....19
2.5.2. Concentración de Cd en el músculo e hígado de *M. henlei*. Influencia del sexo y la longitud total.....20
2.5.3. Concentración de Cd en las presas principales de *M. henlei*.....23
2.5.4. Biomagnificación de Cd.....23
2.6. Discusión.....23
2.6.1. Concentración de Cd en el músculo e hígado de *M. henlei*.....23
2.6.2. Influencia del sexo y la longitud total en la concentración de Cd en *M. henlei*.....24
2.6.3. Concentración de Cd en las presas principales de *M. henlei*.....25
2.6.4. Biomagnificación de Cd en *M. henlei*.....25
2.6.5. Conclusiones.....27
CAPÍTULO 3. Bioacumulación y transferencia trófica de mercurio y selenio en el cazón mamón *Mustelus henlei* en la costa occidental de Baja California Sur, México.28
3.1. Resumen.....28
3.2. Introducción.....28
3.3. Materiales y Métodos.....30
3.3.1. Recolecta de muestras.....30
3.3.2. Análisis de las concentraciones de Hg y Se.....30
3.3.2.1. Preparación y homogenización de las muestras.....30

3.3.2.2 Determinación de las concentraciones de Hg y Se 31
3.3.2.3. Cuantificación del nicho de los elementos traza....31
3.3.3. Biomagnificación 32
3.3.4. Relación molar Hg:Se....32
3.3.5. Análisis estadístico 33
3.4. Resultados 33
3.4.1. Concentración de Hg y Se en el músculo e hígado de *M. henlei*. Influencia del sexo y la longitud total 33
3.4.2. Nicho de los elementos traza 35
3.4.3. Concentración de Hg y Se en las presas principales de *M. henlei*....36
3.4.4. Biomagnificación de Hg y Se 36
3.4.5. Relación molar Hg:Se....37
3.5. Discusión 37
3.5.1. Concentración de Hg y Se en el músculo e hígado de *M. henlei*....38
3.5.2. Influencia del sexo y la longitud total en la concentración de Hg y Se en *M. henlei*...39
3.5.3. Concentración de Hg y Se en las presas principales de *M. henlei*....40
3.5.4. Biomagnificación de Hg y Se en *M. henlei*....40
3.6. Conclusiones....41
CAPÍTULO 4. Inferencias isotópicas sobre la ecología trófica y el uso del hábitat del cazón mamón *Mustelus henlei* en la costa occidental de Baja California Sur, México 42
4.1. Resumen....42
4.2. Introducción....42
4.3. Material y Métodos 45
4.3.1. Recolecta de muestras 45
4.3.2. Análisis de isótopos estables de C y N....45
4.3.2.1. Preparación y homogenización de las muestras 45
4.3.2.2. Determinación de los valores isotópicos de C y N....46
4.3.3. Nicho isotópico y superposición trófica....46
4.3.4. Análisis estadístico 47
4.4. Resultados 47
4.4.1. Efectos del tratamiento (con y sin extracción de lípidos y urea)....47
4.4.2. Valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$. Influencia del sexo y la longitud total....48
4.4.3. Valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en las presas principales de *M. henlei*....51
4.5. Discusión 51
4.5.1. Valores de $\delta^{13}C$....51
4.5.2. Valores de $\delta^{15}N$....53
4.5.3. Composición isotópica de *M. henlei* por sexo y talla 54
4.6. Conclusiones....56
CAPÍTULO 5. Biomagnificación de cadmio, mercurio y selenio en el cazón mamón *Mustelus henlei* dentro de una red trófica en la costa occidental de Baja Califomia Sur, México....57
5.1. Resumen....57
5.2. Introducción....57
5.3. Materiales y Métodos....59
5.3.1. Recolecta de muestras 59
5.3.2. Análisis de las concentraciones de Cd, Hg y Se y la composición isotópica de C y N...60
5.3.2.1. Preparación y homogenización de las muestras 60
5.3.2.2. Determinación de las concentraciones de Cd, Hg y Se....60
5.3.2.3. Determinación de los valores isotópicos de C y N....61
5.3.3. Factores de Biomagnificación 62

5.4. Resultados 62
5.4.1. Estructura de la trama trófica 62
5.4.2. Concentración de Cd, Hg y Se 64
5.4.3. Biomagnificación 65
5.5. Discusión 67
5.5.1. Estructura trófica 67
5.5.2. Biodilución y Biomagnificación 68
5.5.3. Biodilución de Cd 69
5.5.4. Biomagnificación de Hg 70
5.5.5. Biomagnificación de Se 71
5.6. Conclusiones 72
6. OBSERVACIONES FINALES 73
7. REFERENCIAS 74

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Cazón mamón *Mustelus henlei* (www.elasmodiver.com).....4
Figura 1.2. Área de estudio en el Golfo de Ulloa, Baja California Sur, México. El círculo negro oscuro representa la localidad de muestreo de *Mustelus henlei*.....13
Figura 2.1. Concentración de Cd en músculo (a) e hígado (b) de *M. henlei* (la línea discontinua indica el valor establecido por la Norma Oficial Mexicana, 0.5 µg g^{-1}) ph: peso húmedo; ps: peso seco.....21
Figura 2.2. a) Concentraciones de Cd para hembras y machos (hígado). b) Relación entre la concentración de Cd en el hígado y la longitud total de M. henlei. Los datos se expresan como media ± desviación estándar, ph: peso húmedo; ps: peso seco. 22
Figura 3.1. Concentraciones de Hg y Se (media ± desviación estandar) para hembras y machos de *Mustelus henlei*. a), b): músculo (Hg y Se); c), d): hígado (Hg y Se) ph: peso húmedo, ps: peso seco.....34
Figura 3.2. Relación entre la longitud total de *M. henlei* y la concentración de Hg y Se en músculo e hígado; ph: peso húmedo, ps: peso seco. 35
Figura 3.3. Concentraciones de Hg y Se en músculo (a) e hígado (b) de M. henlei por sexo. La elipse roja representa el nicho de Hg y Se para las hembras, y la elipse negra para los machos; ph: peso húmedo, ps: peso seco. 36
Figura 4.1. Valores de $\delta^{15}N$ y $\delta^{13}C$ por sexo. La elipse roja representa el nicho isotópico para los machos. La elipse negra representa el nicho isotópico de las hembras. La superposición entre los nichos isotópicos de ambos sexos sugiere que comparten recursos.....49
Figura 4.2. Relación de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ con la longitud total de *Mustelus henlei*.....50
Figura 4.3. Mapa de batimetría (a) y producción primaria (b) en la zona adyacente a Las Barrancas, BCS, México.....52
Figura 5.1. Relación entre los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en una trama trófica que tiene como base el zooplancton y como el depredador a *M. henlei*, en Las Barrancas, BCS, México. 63
Figura 5.2. Relación entre $\log_{10}$ [Cd]a, [Hg]b y [Se]c y el nivel trófico en una trama trófica que tiene como base el zooplancton y como depredador a *M. henlei*, en la localidad de Las Barrancas, BCS; ph: peso húmedo, ps: peso seco.....67

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Comparación de las concentraciones de Cd en diferentes especies de tiburones 26
Tabla 3.1. Factor de Biomagnificación (FBM, Hg y Se) *P. planipes-M. henlei y S. japonicus-M. henlei* en músculo e hígado. 37
Tabla 4.1. Valores isotópicos ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) de *Mustelus henlei* y sus presas principales en Las Barrancas, Baja California Sur, México.....49
Tabla 5.1. Media ± desviación estándar de las concentraciones de $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, nivel trófico (NT) y las concentraciones de Cd, Hg y Se en una trama trófica que tiene como base el zooplancton y como depredador a *M. henlei*, en la localidad de Las Barrancas, BCS. 64
Tabla 5.2. Factores de biomagnificación normalizado a nivel trófico (FBM_{NT}) de [Cd], [Hg] y [Se] en una trama trófica que tiene como base el zooplancton y como depredador tope a *M. henlei*, en la localidad de Las Barrancas, BCS.....65

RESUMEN

El cazón mamón *Mustelus henlei* constituye una de las especies de tiburón más importante en la pesquería artesanal de la costa occidental de Baja California Sur (BCS), México, representando una fuente de alimento para el ser humano. Esta especie puede bioacumular altas concentraciones de contaminantes potencialmente tóxicos como el cadmio (Cd) y mercurio (Hg), así como oligoelementos como el selenio (Se). El objetivo de este estudio es analizar la estructura trófica y la bioacumulación y biomagnificación de estos elementos en el tiburón *M. henlei* en la costa occidental de BCS. Las concentraciones de Cd (peso húmedo), Hg (peso húmedo) y Se (peso seco) en el músculo de *M. henlei* estuvieron por debajo de los límites permisibles, por lo que el consumo de esta especie no constituye un riesgo para la salud humana. Las concentraciones promedio de Cd (0.96 ± 1.065 µg g^{-1}) y Se (0.41 ± 0.43 µg g^{-1}) en el hígado fueron mayores que en el músculo (Cd: 0.040 ± 0.0086 µg g^{-1}, Se: 0.17 ± 0.1 µg g^{-1}), contrario, a lo obtenido para el Hg (músculo: 0.017 ± 0.015 µg g^{-1}, hígado: 0.004 ± 0.018 µg g^{-1}). La relación molar Hg:Se indicó que en el hígado existe suficiente Se disponible para disminuir la biodisponibilidad del Hg y con ello sus efectos tóxicos; mientras que en el músculo ocurrió lo opuesto. La relación macho/hembra indicó valores más altos de Cd y Hg en machos; sin embargo, ambos sexos incorporan estos elementos a través de los mismos procesos y recursos. Las concentraciones de Se fueron similares en ambos sexos. No se encontró una relación entre las concentraciones de estos elementos en ambos tejidos con respecto a la talla de *M. henlei*. Los valores de $\delta^{13}C$ (−18.2 ± 0.6 ‰) y $\delta^{15}N$ (17.7 ± 0.9 ‰) sugirieron que esta especie se alimenta de presas en zonas oceánicas que ocupan un nivel trófico alto y/o de una cadena trófica con una señal basal enriquecida. Se calculó el FBT a partir de una trama trófica compuesta por zooplancton, crustáceos, moluscos, peces y el tiburón *M. henlei*. El Cd se biodiluyó en la trama trófica (FBT= 0.2); mientras que el Hg y el Se se biomagnificaron FBT (3.34 y 1.45, respectivamente). Este estudio proporciona conocimiento básico de la dinámica de biomagnificación y las vías de transferencia de Cd, Hg y Se en este ecosistema para las múltiples especies que interactúan.

ABSTRACT

The brown smoothhound shark *Mustelus henlei* is the most important shark species in the artisanal fisheries of the west coast of Baja California Sur, Mexico, it represents a food source for humans. This species can bioaccumulate high concentrations of potentially toxic pollutants such as cadmium (Cd) and mercury (Hg), and oligoelements such as selenium (Se). The objective of this study is to analyze the trophic structure and the bioaccumulation and biomagnification of these elements in the *M. henlei* shark in the west coast of BCS. The concentrations of Cd (wet weight), Hg (wet weight) and Se (dry weight) in the muscle of *M. henlei* were below the permissible limits; thus, the consumption of this species does not constitute a risk to human health. The average concentrations of Cd (0.96 ± 1.065 µg g^{-1}) and Se (0.41 ± 0.43 µg g^{-1}) in the liver were higher than in muscle (Cd: 0.040 ± 0.0086 µg g^{-1}, Se: 0.17 ± 0.1 µg g^{-1}), contrary, to that obtained for Hg (muscle: 0.017 ± 0.015 µg g-1, liver: 0.004 ± 0.018 µg g^{-1}). The molar ratio Hg:Se in the liver, indicated that amount of Se is enouf in order to diminish Hg bioavailable and therefore their toxic effects; while the opposite occurs in muscle. The male / female ratio indicated higher Cd and Hg in males; however, both sexes incorporated these elements through the same processes and resources. Se concentrations were similar in both sexes. No relationship was found between the concentrations of these elements in both tissues with respect to the size of *M. henlei*. The values of $\delta^{13}C$ (−18.2 ± 0.6 ‰) and $\delta^{15}N$ (17.7 ± 0.9 ‰) suggested that this species feeds on prey in oceanic areas, that occupy a high trophic level and / or of a trophic web with an enriched basal signal. The FWMF was calculated from a food web composed of zooplankton, crustaceans, mollusks, fish, and the shark *M. henlei*. The Cd was biodiluted in the trophic web (FWMF= 0.2). In contrast, Hg and Se were biomagnified FWMF (3.34 and 1.45, respectively). This study provides basic knowledge of the dynamics of biomagnification and the transfer pathways of Cd, Hg and Se in this ecosystem for the multiple interacting species.

CAPÍTULO 1. Introducción general

Los elasmobranquios constituyen un importante recurso pesquero en México y en el mundo (Domi *et al.*, 2005; Ramírez-Amaro *et al.*, 2013). Baja California Sur (BCS) en 2013 fue el segundo estado con mayor registro de captura de elasmobranquios del Pacífico mexicano (16.2 %; 4.711 toneladas; SAGARPA, 2013). El cazón mamón *Mustelus henlei* (Gill, 1863; Fig. 1.1) se ha pescado comercialmente en dicha región desde fines de la década de 1980, representando aproximadamente el 24.2 % de los elasmobranquios capturados con redes de enmalle en la península de Baja California y el Golfo de California, siendo la especie de tiburón más pescada en la región mediante este arte de pesca (Ramírez-Amaro *et al.*, 2013).

1.1. Ecología y biología de *Mustelus henlei*

M. henlei pertenece a la familia Triakidae y se distribuye en las costas del Océano Pacífico oriental, desde la Bahía de Coos (Oregón, EEUU) hasta Perú (Ebert, 2003). Esta especie habita en bahías cerradas y poco profundas cuya composición del sustrato puede ser tanto arenosa como fangosa (Rodríguez-Romero *et al.*, 2013), a profundidades de hasta 281 m (Weigmann, 2016). Se alimenta principalmente de crustáceos, peces, cefalópodos (Talent, 1982; Gómez *et al.*, 2003; Sánchez-Cota, 2016; Amariles *et al.*, 2017) además de poliquetos (Haeseker & Cech, 1993).

Esta especie alcanza una longitud máxima de 100 cm (Yudin & Cailliet, 1990), aunque Soto-López (2018) registró una talla máxima de 153 cm en la costa occidental de BCS. *M. henlei* presenta una reproducción vivípara placentaria, sin embargo en las primeras fases del desarrollo embrionario presenta una etapa aplacentaria donde el embrión se alimenta exclusivamente de vitelo, después se establece una conexión con la madre a través de la formación del cordón umbilical, alimentándose de la madre hasta terminar su desarrollo (Soto-López, 2018). La fecundidad de esta especie varía según la región en la que se encuentre siendo del orden de entre 1-10 crías en California central y de 1-21 crías en el interior del Golfo de California (Ebert, 2003). Su edad de madurez sexual es de 2-3 años para las hembras (51-66 cm) y de 3 años para los machos (52-66 cm; Compagno *et al.*, 1995). *M. henlei* está catalogado como

depredador tope del ambiente bento-pelágico y como depredador terciario o mesodepredador (Navia *et al.*, 2006; Espinoza-García, 2012).

Figura 1.1. Cazón mamón *Mustelus henlei* (www.elasmodiver.com).

Este tiburón ha sido clasificado como estrategas tipo K, debido a que tiene un crecimiento lento, largo período de gestación, baja fecundidad y edad de madurez tardía (Holden, 1974). Estas características los hacen susceptibles a bioacumular altas concentraciones de elementos traza como cadmio (Cd), mercurio (Hg) y selenio (Se).

1.2. Elementos traza

Los elementos traza son aquellos elementos que se encuentran en concentraciones < 100 µmol kg^{-1} (agua; Libes, 2009), < 1000 µg g^{-1} (sedimento; Forstener & Wittmann, 1979) y < 250 µg g^{-1} (organismos; World Health Organization, 1996). Esta definición está condicionada por la composición mayoritaria de la estructura que se esté analizando (Rodamilans & Bachs, 1984). Estos elementos se clasifican en esenciales y no esenciales (Torri *et al.,* 2006). Los elementos esenciales, también llamados oligoelementos, son aquellos que, aunque presentes en cantidades muy pequeñas en los tejidos corporales, son nutrientes imprescindibles ya que desempeñan funciones indispensables para mantener la vida. Sus ingresos inadecuados deterioran las funciones tisulares, y por lo general, producen alguna enfermedad (Alarcón-Corredor, 2009). Sin embargo, concentraciones elevadas de estos elementos, han sido asociados con toxicidad en los organismos; mientras que,

los elementos traza no esenciales, son aquellos que no se requieren para las funciones vitales y son tóxicos para los organismos (Torri *et. al.,* 2006). En este sentido se han establecido normas que marcan límites de seguridad, los valores por debajo de estos límites no se consideran perjudiciales para la salud; mientras que los valores por encima se consideran tóxicos para los organismos y el ambiente.

1.2.1. Cadmio

El Cd ha sido considerado como un metal altamente tóxico sin función biológica conocida. Sin embargo, Lane & Morell (2000) proporcionaron evidencia del papel biológico del Cd en la diatomea marina *Thalassiosira weissflogii* en condiciones de bajo contenido de zinc. Asimismo, Xu *et al.* (2008) apoyaron este estudio planteando que en los océanos, donde el zinc está casi agotado, las diatomeas utilizan Cd como un átomo de metal catalítico en la anhidrasa carbónica de Cd, la cual es la única metaloenzima de Cd conocida. Esta enzima desempeña un papel fundamental en la adquisición de carbono inorgánico para la fotosíntesis (Xu *et al.*, 2008).

El Cd se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre (Osorio *et al.*, 1997). Los yacimientos de fosforita son una de las principales fuentes naturales de este elemento (Xu *et al.*, 2008). Además, puede ser liberado a partir de la actividad volcánica y del desgaste y erosión de las rocas (Sánchez, 2016). Este elemento puede provenir también, de fuentes antropogénicas asociada a actividades mineras de metales no ferrosos (subproducto de la obtención de zinc), drenado de las minas, aguas residuales del procesamiento de minerales, fabricación de baterías, acumuladores y fertilizantes (Sánchez, 2016).

El Cd es un metal relativamente volátil, su tiempo de residencia en la atmósfera es de días o semanas, debido a que recorre distancias relativamente cortas (escala local o regional; UNEP, 2008). Este elemento es transportado a través del viento y depositado sobre el suelo o las masas de agua y una vez en el ambiente marino, se puede unir con iones cloruro, formandose cloruro de cadmio, el cual es altamente biodisponible. El Cd entra a la trama trófica a partir de los organismos fotosintetizadores y es transferido de un nivel trófico a otro hasta llegar al humano. Una

vez absorbido es transportado por la sangre a distintos tejidos y órganos entre los cuales se destaca el hígado y el riñón. En estos órganos el Cd es capaz de inducir la síntesis de proteínas ricas en cistina denominadas metalotioneínas (Sánchez, 2016). Las metalotioneínas son responsables de la retención del Cd en dichos órganos y ejercen una acción protectora al facilitar la eliminación del metal (Osorio *et al.*, 1997).

La exposición al Cd puede ocasionar en mamíferos marinos afectaciones en el crecimiento y reproducción; mientras que en humanos puede provocar fallo de la función renal por daño en los túbulos (generalmente irreversible). También puede alterarse el metabolismo del calcio (Ca) y la reabsorción ósea, lo que favorece la osteomalacia u osteoporosis, fracturas óseas, dolor en las articulaciones y formación de cálculos renales (Madeddu, 2005; Sánchez, 2016).

El Cd además, compite por los sitios de unión con el calcio, se ha planteado que concentraciones elevadas de Ca en el ambiente marino protege a los organismos de la captación de Cd. Por otra parte, Zwolak & Zaporowska (2012) sugierieron que el Se puede proteger a los organismos de la toxicidad del Cd, mediante el secuestro de este elemento en conjugados biológicamente inertes. Toman *et al.*, (2009) plantearon que las enzimas antioxidantes dependientes de Se desempeñan un papel secundario en la desintoxicación del Cd; sin embargo, esta relación no ha sido bien estudiada.

Dada la toxicidad de este elemento diversas agencias internacionales establecieron límites máximos permisibles de la cantidad de Cd en los productos del mar. El gobierno mexicano estableció límites de 0.5 µg g^{-1} (peso húmedo, ph) para productos frescos y procesados, mientras que para los moluscos este límite es de 2.0 µg g^{-1} (ph; NOM-242-SSA1, 2009), asimismo la Organización Mundial de la Salud y Environmental Protection Agency (EPA) estableció límites de 0.5 µg g^{-1} (peso húmedo, ph). Australia estableció límites permisibles de 2 µg g^{-1} (ph) para moluscos y sus derivados, mientras que los límites para Tasmania son de 2.5 µg g^{-1} (ph; Nauen, 1983). Por su parte, Chile presenta límites permisibles de 0.05 µg g^{-1} (ph), Holanda y Nueva Zelanda 1 µg g^{-1} (ph) para los mariscos, mientras que Suiza 0.1 µg g^{-1} (ph) para crustáceos, moluscos y pescado enlatado (Nauen, 1983).

1.2.2. Mercurio

El Hg es un metal altamente tóxico y no esencial para la vida ya que no tiene una función metabólica conocida. Este elemento se encuentra de forma natural en la corteza terrestre y puede ser liberado por procesos de movilización, actividad volcánica y erosión de rocas y suelos (Weinberg, 2007). Además, puede provenir de fuentes antropogénicas asociadas a la quema de combustibles fósiles, explotaciones mineras, procesos industriales, metalurgia de metales, fungicidas, pesticidas, pilas y baterías (Español, 2001). Actualmente, las fuentes antropogénicas son consideradas la mayor causa de contaminación a partir de este elemento (Kim & Zoh, 2012; Tchounwou *et al.,* 2012; Hansen *et al.,* 2014).

Algunas formas de Hg al ser altamente volátiles y estables en la atmósfera (1.2 años de residencia) pueden ser transportadas largas distancia, a escalas locales, regionales y globales (Eisler, 2000; Kim & Zoh, 2012). Este elemento retorna a la tierra a través de la lluvia, en partículas o en la nieve; donde se deposita en el suelo terrestre y en los sedimentos marinos. Una vez depositado en los sedimentos marinos ocurre la metilación por medio de las bacterias principalmente sulforeductoras transformándolo en metilmercurio ($MeHg^+$; Compeau & Bartha, 1987; Lorey & Driscoll, 1999).

El $MeHg^+$ es la forma más tóxica, debido a su fácil absorción por el intestino (biodisponibilidad). Este penetra a la red trófica a través de los organismos fotosintetizadores y por sus propiedades es transferido a lo largo de la trama trófica hasta llegar al humano. Una vez absorbido, a través del tracto gastrointestinal, entra al torrente sanguíneo y se distribuye a tejidos u órganos como el músculo, el hígado y el riñón, los cuales constituyen los principales órganos donde se acumulan este elemento en los organismos (Kom *et al.,* 1998).

El transporte de Hg a través del cuerpo es facilitado por las metalotioneínas ya que el Hg tiene alta afinidad por el grupo tiol de estas (Harley *et al.*, 2015). Además, el complejo formado es capaz de atravesar la barrera placentaria y hematoencefálica y acumularse en el tejido cerebral (Roos *et al.*, 2010), de manera que, el feto y cerebro

son considerados los principales blancos de la toxicidad del $MeHg^+$ en vertebrados (Tchounwou *et al.*, 2012; Harley *et al.,* 2015).

En mamíferos marinos y humanos exposiciones a este elemento provoca degeneración de la corteza cerebral y el cerebelo, mientras que en el feto puede provocar parálisis cerebral con retraso mental, dificultades en la alimentación y déficit motor (Dietz *et al.,* 2013). En los casos menos severos, los recién nacidos pueden desarrollar déficits neurológicos una vez madurado el Sistema Nervioso Central (SNC). Por otra parte, en peces se ha observado daño neurológico, alteraciones en el metabolismo y en el crecimiento (Taylor *et al.,* 2014).

Debido a la elevada toxicidad del Hg, agencias gubernamentales a nivel nacional e internacional, establecieron límites máximos permisibles en la cantidad de Hg que puede estar presente en los productos del mar que son consumidos por humanos (Harley *et al.,* 2015). La Norma Oficial Mexicana propone para el caso del $MeHg^+$ en peces depredadores una concentración de 1 $\mu g\ g^{-1}$ (ph), mientras que para el resto de los peces el limite permisible es de 0.5 $\mu g\ g^{-1}$ (ph). Por su parte, Canadá y Estados Unidos establecieron límites de 0.5 $\mu g\ g^{-1}$ (ph; Agencia Canadiense de Inspección de Alimentos, 1998; Administración de Alimentos y Medicamentos de EEUU., 2007; NOM 242-SSA1, 2009). Asimismo, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) estableció unlímite de 0.3 $\mu g\ g^{-1}$ (ph), mientras que el Comité Científico Asesor de Alaska para el Consumo de Pescado estableció un límite de 0.2 $\mu g\ g^{-1}$ (ph; USEPA, 2001; Hamade, 2014).

1.2.3. Selenio

El Se es un elemento esencial para la vida, ya que participa en las funciones metabólicas de los organismos. Entre las fuentes naturales del Se incluyen vulcanismo, aspersión de sal marina y emisiones terrestres (Blazina *et al.*, 2016); sin embargo, este también puede provenir del uso de aditivos alimentarios en la acuicultura (CIESM, 2007; Burridge *et al.*, 2010) así como emisiones de actividades mineras.

La distribución del Se en la corteza terrestre es poco uniforme (Magos & Berg, 1988). En la mayoría de los suelos varían entre 0.01 y 2 µg g^{-1} (Mayland, 1994), mientras que su concentración típica en los ambientes acuáticos es <1µg l^{-1}. En las aguas superficiales, el Se está presente en dos formas, selenito y selenato, el selenito es la forma más tóxica debido a su elevada biodisponibilidad y alta solubilidad.

Este elemento entra a la trama trófica a partir de los organismos fotosintetizadores, e incluso a bajas concentraciones en el agua, los organismos marinos pueden ser capaces de acumularlo (Ralston *et al.,* 2008). La homeostasis del Se es el proceso en el que los organismos controlan el balance interno de Se, ya sea reteniéndolo cuando el suministro es escaso o excretando cuando la concentración es elevada. Este balance se realiza mediante la regulación de su excreción urinaria (López-Gutierrez *et al.*, 2012). Sin embargo, muchas veces no lo pueden excretar al nivel que es suministrado, lo que provoca una intoxicación o selenosis (Ralston *et al.,* 2008).

En vertebrados, el Se forma parte de las selenoproteínas y participa en el metabolismo de los radicales libres (glutatión peroxidasa), inmunidad, funciones reproductivas y apoptosis (Kyriakopoulos & Behne, 2002; Taylor *et al.*, 2009). Altos niveles de Se provoca intoxicación, los síntomas más característicos son dolor de cabeza, cabello quebradizo, deformación y pérdida de uñas, erupción cutánea, exceso de caries dentales, así como vómitos y edema pulmonar en intoxicaciones más agudas (Azcona & Paz, 2017). Por el contrario, las deficiencias de Se en los organismos traen consigo la degeneración de tejidos y órganos, como parte de la disminución de la expresión de las selenoproteínas (Shchedrina *et al.,* 2010).

El Se, además, puede inhibir la toxicidad y la acumulación de $MeHg^+$ en organismos acuáticos (Cabañero *et al.*, 2007). La interacción entre Hg y Se es de naturaleza antagónica (El-Demerdash, 2001; Deng *et al.*, 2008). El Se puede reducir la bioacumulación de $MeHg^+$ y/o aumentar su tasa de eliminación (Belzile *et al.*, 2006). Por lo tanto, cuando se analizan los niveles de Hg en el ambiente o en los organismos, se debe considerar cuantificar también la cantidad de Se. Así los resultados reflejarán de forma adecuada el grado de toxicidad del organismo en cuestión (Raymond & Ralston, 2004).

A pesar de la elevada toxicidad que puede causar el Se, no existe regulación en México que establezca límites permisibles de este elemento. Sin embargo, Lemly (1996) planteó que concentraciones por encima de 3.0 µg g^{-1} de peso seco (ps) en las presas producen efectos adversos en sus depredadores. Por su parte, Nauen (1983) reportó que Australia presenta un límite permisible para pescados y derivados de 1.0 µg g^{-1} (ph), Nueva Zelanda de 2.0 µg g^{-1} (ph) y Chile de 0.3 µg g^{-1} (ph) para todos los productos alimenticios.

1.3. Transferencia trófica de elementos traza

Los organismos marinos pueden acumular los elementos traza a través de las superficies corporal, respiratoria y digestiva (Ciesielski *et al.,* 2016), siendo la captación a través del alimento la ruta más importante, contribuyendo en un 90 % a su captación total (Cai *et al.,* 2007). La bioacumulación ocurre cuando la captación del elemento tóxico excede su capacidad de excretarlo, es decir cuando existe una tasa de absorción mayor a la tasa de eliminación. Estos elementos son transferidos de un nivel trófico a otro incrementando su concentración a través de las tramas tróficas, lo que resulta en concentraciones más altas en los depredadores en comparación con sus presas, proceso que se denomina biomagnificación (Gray, 2002; Tchounwou *et al.,* 2012).

Para rastrear el flujo de los contaminantes en las tramas tróficas marinas, el análisis de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) se ha convertido en una herramienta esencial. El $\delta^{13}C$ permanece relativamente inalterado (alrededor de 1.0 ‰) por la transferencia trófica (Fry & Sheer, 1984) y es utilizado para indicar las fuentes de alimentación de los organismos los cuales corresponden a ciertos hábitats (costero vs oceánico; Post, 2002; Ikemoto *et al.* 2008; Gallagher *et al.*, 2017). En contraste, $\delta^{15}N$ muestra un enriquecimiento (alrededor de 3.4 ‰) con cada posición trófica creciente (Minagawa & Wada, 1984), lo que permite calcular los niveles tróficos de los organismos (Kinney *et al.,* 2011). Por lo tanto, el estudio de las relaciones tróficas en el ecosistema permite una mejor comprensión de los procesos de bioacumulación y biomagnificación de los contaminantes (Lemos-Bizi *et al.*, 2012).

1.4. *Mustelus henlei*. Antecedentes

Las investigaciones acerca de la bioacumulación y biomagnificación de Cd, Hg y Se en *M. henlei* son escasos. García-Hernández *et al.* (2007) analizaron la concentración de Hg en *M. henlei* en el Golfo de California. La concentración promedio en el músculo fue de 0.18 ± 0.10 µg g^{-1} (ph), lo que indicó que el consumo de esta especie no constituye un riesgo para la salud humana. Por su parte, Espinoza-García (2016) realizó un estudio en el Pacífico mexicano y determinó que las concentraciones de Hg en el tejido hepático y muscular estaban por debajo de la Norma Oficial Mexicana; sin embargo, las concentraciones de Cd en el hígado estuvieron por encima de dicha norma. Por su parte, Medina-Morales *et al.* (2020) determinaron las concentraciones de Hg y Se en *M. henlei* en el norte del Pacífico mexicano. Los valores de estos dos elementos en músculo e hígado estuvieron por debajo de las regulaciones establecidas, por lo que no hubo riesgo de intoxicación causada por ambos elementos. Además, determinaron que dados los bajos valores de Se encontrados, no hay beneficio para la salud por el consumo de este producto marino.

1.5. Justificación

Actualmente no existen estudios que analicen la biomagnificación de Cd, Hg y Se en una trama trófica marina teniendo como base de dicha trama el zooplacton y como depredador *M. henlei.* Estos datos proporcionarán una mayor comprensión cuantitativa de la biodisponibilidad y transferencia trófica de estos elementos en el ecosistema, y constituirán una línea base importante para estudios comparativos posteriores sobre estas y otras especies de elasmobranquios. Asimismo, conocer el flujo de estos elementos y las vías por las cuales pueden llegan hasta los depredadores en las redes alimentarias de un ecosistema, podría proporcionar información que permita reducir la exposición o promover la mitigación, dando lugar a estrategias potenciales apropiadas de conservación y manejo.

1.6. Objetivo general

Determinar la ecología trófica, bioacumulación y biomagnificación de cadmio, mercurio y selenio en el tiburón *Mustelus henlei* en la costa occidental de Baja California Sur.

1.6.1. Objetivos específicos

- Determinar la bioacumulación/biomagnificación de cadmio, en el músculo e hígado de *Mustelus henlei* así como su relación con el sexo y la talla y evaluar el riesgo para la salud humana.
- Determinar la bioacumulación/biomagnificación de mercurio y selenio, en el músculo e hígado de *Mustelus henlei*, así como su relación con el sexo y la talla y evaluar el riesgo para la salud humana.
- Determinar el uso de hábitat de *Mustelus henlei* mediante el análisis de isótopos estables de C y N en el músculo de esta especie.
- Determinar la estructura trófica y la biomagnificación de cadmio, mercurio y selenio en *Mustelus henlei*, a partir del uso de isótopos estables de C y N.

1.7. Área de estudio

El estudio fue realizado en la zona costera de Las Barrancas (25° 59' 52" N; 112° 11' 42" W) comprendida dentro del Golfo de Ulloa, ubicado la costa occidental de Baja California Sur, México (Fig. 1.2). Esta zona se caracteriza por presentar una plataforma continental de aproximadamente 68.5 km (Ramírez-Amaro *et al.*, 2013). Durante la temporada fría se ve afectada por el Sistema de Corriente de California; mientras que, durante la época cálida hay una intrusión hacia el norte de una rama de la Corriente Ecuatorial del Norte tropical.

En los meses de primavera-verano el área se caracteriza por presentar una alta productividad primaria impulsada por el afloramiento de agua subsuperficial más fría y rica en nutrientes hacia la superficie favoreciendo la alta productividad (Huyer, 1983). Este proceso genera una zona de transición templado-tropical, provocando una

elevada productividad biológica en toda la región que le permite ser reconocida por su importancia ecológica y pesquera (Tobar-Hurtado, 2018). Alrededor del Golfo de Ulloa, la principal actividad fitoplanctónica ocurre entre abril y junio asociada con las surgencias, reflejándose en los altos valores de producción primaria y concentración de clorofila-a superficiales (Martínez-López, 1993; Zuria-Jordan, *et al.*, 1995; González-Rodríguez, 2008).

Además, esta zona se caracteriza por poseer depósitos de fosfato natural a lo largo de la costa, siendo uno de los mayores y más importantes del continente americano (D'Anglejan, 1967). Los yacimientos de fosforita son una de las principales fuentes naturales de Cd, donde existen valores muy superiores (12 µg g^{-1}; datos no publicados) a los que se encuentran de manera natural en la corteza terrestre (0.1 µg g^{-1}; Wedepohl, 1995). Además, esta zona no está influenciada por contaminación antropogénica, ya que no existe presencia de industrias o agricultura a gran escala que pudieran ocasionar descargas de contaminantes a la costa (Maz-Courrau & López-Vera, 2006).

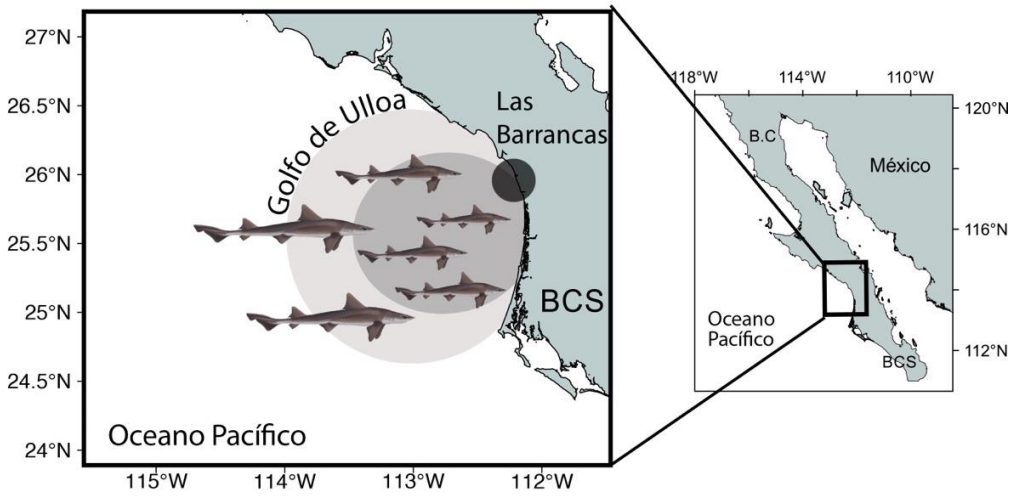


Figura 1.2. Área de estudio en el Golfo de Ulloa, Baja California Sur, México. El círculo negro oscuro representa la localidad de muestreo de *Mustelus henlei*

1.8. Presentación de la tesis

El documento de tesis consta de cinco capítulos, de los cuales el capítulo 1 aborda la Introducción general, las consideraciones previas para el estudio y el área de estudio detallada. Los capítulos 2 y 3 abordan la bioacumulación y biomagnificación de Cd, Hg y Se en el músculo e hígado de *Mustelus henlei*. El capítulo 4 hace referencia al uso de hábitat de esta especie. Por último, el capítulo 5 explora los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en una trama trófica desde el zooplancton hasta el depredador *M. henlei* así como su relación con la biodilución y/o biomagnificación de Cd, Hg y Se.

CAPÍTULO 2. Bioacumulación y transferencia trófica de Cd en el cazón mamón *Mustelus henlei* en la costa occidental de Baja California Sur, México

Basado en: Pantoja-Echevarría, L. M., A. J. Marmolejo-Rodríguez, F. Galván-Magaña, L. Arreola-Mendoza, A. Tripp-Valdéz, F. R. Elorriaga-Verplancken, S. B. Sujitha & M. P. Jonathan. 2020. Bioaccumulation and trophic transfer of Cd in commercially sought brown smoothhound *Mustelus henlei* in the western coast of Baja California Sur, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.,* 151: 110879.

2.1. Resumen

Se realizó un estudio sobre la concentración de cadmio en el tiburón *Mustelus henlei* en un área influenciada por depósitos naturales de fosforita y afloramientos costeros. Las concentraciones de Cd en el músculo estuvieron por debajo de los límites permisibles, por lo que el consumo de esta especie no constituye un riesgo para la salud humana. Las concentraciones de Cd en el tejido hepático (0.96 ± 1.065 µg g^{-1}) fueron más altas que en el muscular (0.040 ± 0.0086 µg g^{-1}), debido al alto contenido de lípidos en el hígado, lo que estimula la rápida acumulación de especies metálicas lipofílicas. La relación macho/hembra indicó valores más altos en machos (1.899 ± 1.666 µg g^{-1}), observándose diferencias significativas entre ambos sexos. *P. planipes* (0.89 ± 0.48 µg g^{-1}) y *S. japonicus* (0.21 µg g^{-1}) fueron las presas principales de *M. henlei*, presentando factores de biomagnificación de 1.08 y 4.57 respectivamente, lo que indicó que las concentraciones de Cd en *M. henlei* se deben principalmente al consumo de langostilla *P. planipes* (0.89 ± 0.48 µg g^{-1}).

Palabras claves: depósito de fosforita, enriquecimiento natural de cadmio, hígado, mesodepredador.

2.2. Introducción

El cadmio (Cd) es un metal altamente tóxico y puede bioacumularse a partir de fuentes naturales en los organismos marinos (Wolff *et al.*, 2012). Los depósitos de fosforita son las principales fuentes naturales de este elemento (Mar & Okazaki, 2012), donde se observan valores más altos que los que se encuentran naturalmente en la

corteza terrestre (0.102 µg g^{-1}; Wedepohl, 1995). Además, los eventos de surgencias en las regiones costeras constituyen uno de los mecanismos más importantes que regulan la distribución de Cd en las aguas superficiales (Van Geen *et al.*, 1992; Van Geen & Husby, 1996). El Golfo de Ulloa, ubicado en la costa occidental de la península de Baja California, México presenta ambas características; la concentración máxima de fósforo alcanza 9500 µg g^{-1} y las concentraciones de Cd son de 1.4 µg g^{-1} (González-Soto, 2017). Los depredadores con altos niveles tróficos, como los tiburones, están expuestos a la acumulación de Cd en sus tejidos debido a su posición trófica, longevidad y tasas de crecimiento lenta (Domi *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2016).

El cazón mamón *Mustelus henlei* es una de las especies más importantes en la pesquería artesanal en la costa occidental de la península de Baja California Sur (BCS), representando una importante fuente de alimento para el humano (Pérez-Jiménez & Sosa-Nishizaki, 2008; Bizzarro *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2009). Esta especie se ha pescado comercialmente en la región desde finales de la década de 1980, y actualmente representa el 30 % de la captura anual de tiburones costeros de la península de Baja California y el Golfo de California. *M. henlei* se ubica en los niveles intermedios de las tramas tróficas y realiza migraciones cortas con cierto grado de fidelidad a los sitios (Campos *et al.*, 2009). La evidencia sugiere que el Cd en el área de estudio está naturalmente enriquecido y podría tener efectos adversos en la salud humana debido a la ingestión de organismos marinos con altas concentraciones de este elemento. Por lo tanto, con este enfoque, el objetivo principal del presente estudio fue determinar la bioacumulación/biomagnificación de Cd en el músculo e hígado de esta especie, así como evaluar el riesgo para los consumidores.

2.3. Origen del Cd en el Área de estudio

El área de estudio, comprendida dentro del Golfo de Ulloa, se caracteriza por presentar depósitos de fosfato natural a lo largo de la costa, siendo uno de los más grandes del continente americano (D'Anglejan, 1967; González-Soto, 2017). Estos depósitos contienen una gran variabilidad de elementos, fundamentalmente altas concentraciones de Cd (Krauskopf & Bird, 1995; Bech *et al.*, 2010). Estudios recientes

en la cuenca hidrográfica Las Bramonas, cercanas al área de estudio, indican concentraciones de Cd más altas en sedimentos superficiales (0.41 ± 0.27 µg g^{-1}, González-Soto, 2017), en relación con la corteza terrestre (0.102 µg g^{-1}; Wedepohl, 1995; Rudnick & Gao, 2003). Además, los períodos afloramiento en el Golfo de Ulloa también son responsables de las elevadas concentraciones de Cd en aguas costeras (0.207 ± 0,031 nM; Segovia-Zavala *et al.*, 2004), así como en los organismos que habitan en la zona (*Mytilus californianus* 17.23 ± 1.89 µg g^{-1}; Segovia-Zavala *et al.*, 2003).

2.4. Materiales y Métodos

2.4.1. Recolecta de muestras

Las muestras de *M. henlei* se recolectaron durante febrero y abril de 2018 en la zona costera de Las Barrancas, a aproximadamente 45-50 millas de la costa, a profundidades de 110 y 120 m. Se utilizaron redes de enmalle para la recolección de organismos, los cuales fueron comercializados para consumo humano. Se midió la longitud precaudal y total de cada individuo y se determinó la diferenciación sexual por la presencia de gonopterigios en los machos. Posteriormente, se realizó una incisión ventral longitudinal exponiendo los órganos internos. Se extrajo el estómago cortando ambos extremos y se extrajeron aproximadamente 30 g de tejido muscular del área dorsal próxima a la cabeza, así como del tejido hepático. Todas las muestras recolectadas se almacenaron en bolsas de plástico, se transportaron al Laboratorio de Ecología de Peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México) y se almacenaron a −20°C.

2.4.2. Análisis de contenido estomacal

Las entidades alimentarias encontradas en los estómagos de *M. henlei* se identificaron hasta el taxón más bajo posible. Los peces parcialmente digeridos se identificaron con base en claves de Allen & Robertson (1994) y Fischer *et al.* (1995b, 1995c). Asimismo, las presas en un estado avanzado de digestión, como los restos

esqueléticos, se identificaron a partir de Clothier (1950) y Sánchez-Cota (2013). Además, también se utilizó para la identificación la colección de esqueletos de peces en el Laboratorio de Ecología de peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias del Mar (CICIMAR-IPN); mientras que los crustáceos se identificaron de acuerdo con Fischer *et al.* (1995a).

Se generaron curvas de diversidad acumulada para determinar si la cantidad de estómagos analizados era suficiente para caracterizar la dieta de *M. henlei*, (EstimateS Swin 8.2, Colwell, 2009), utilizando el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H´). Además, se calculó el índice de importancia relativa presa específico (% PSIRI, Brown *et al.*, 2012) para determinar las presas más importantes en la dieta de *M. henlei*.

2.4.3. Análisis de las concentraciones de Cd

2.4.3.1. Preparación y homogenización de las muestras

Se analizaron 83 muestras músculo y 83 de hígado de *M. henlei,* utilizando una submuestra secundaria de aproximadamente 20 g de cada tejido (músculo e hígado). Asimismo, se tomaron muestras de los principales organismos presentes en la dieta de *M. henlei* (10 g de tejido blando de los crustáceos y 20 g de tejido muscular de los peces) para su digestión y análisis. Todas las muestras se almacenaron a -20 °C en recipientes de plástico lavados con ácido (HCl y HNO_3). Posteriormente, las muestras se liofilizaron (Telstar LyoQuest) durante 24 a 48 h a una presión de 0.120 mbar (Cyr *et al.*, 2017) y se homogeneizaron en un mortero de porcelana, el cual fue lavado entre muestras con HCl al 10 % y agua desionizada. Se pesaron las muestras antes y después de la liofilización para calcular el porcentaje de agua de cada tejido y se almacenaron en un horno. Finalmente, se utilizó el método de cuarteo para homogeneizar las muestras (EPA, 2000).

2.4.3.2. Determinación de las concentraciones de Cd

Las concentraciones de Cd fueron determinadas en el Laboratorio de Análisis y Monitoreo Ambiental del Centro Interdisciplinario de Investigaciones del Medio

Ambiente y Desarrollo (CIIEMAD-IPN), en la Ciudad de México, utilizando una submuestra de aproximadamente 0.5 g. Las submuestras fueron colocadas en vasos de precipitados de 100 ml, en el cual se añadió 1 ml de HNO_3, 3 ml de HCl y 10 ml de H_2O_2 y fueron digeridas durante 24 h. Posteriormente se colocaron en parrillas a una temperatura controlada sin alcanzar el punto de ebullición. De esta manera se llevó a cabo la digestión completa y la eliminación de los vapores nitrosos, sin permitir que la muestra se evaporara por completo. Las concentraciones de Cd se obtuvieron mediante un espectrofotómetro de absorción atómica equipado para flama (Perkin Elmer Modelo AAnalyst 100; Portman, 1976; EPA, 2000). Se utilizaron blancos y materiales de referencia (DORM-4) en cada lote de diez muestras. Los porcentajes de recuperación de los estándares de referencia fueron de 102.1 a 108.7%.

2.4.4. Biomagnificación

La biomagnificación de Cd en *M. henlei* se determinó mediante la relación entre la concentración del contaminante en el depredador y sus presas, utilizando la fórmula propuesta por Gray (2002; FBM= $[Cd]_{depredador}/[Cd]_{presa}$); donde existe biomagnificación cuando el resultado de dicha ecuación es >1.

2.4.5. Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó mediante SPSS (Statistical Package for the Social Sciences), donde se calculó normalidad y homogeneidad de varianza mediante las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y el test de Levene, respectivamente (Massey, 1951; Levene, 1960). Se realizó la prueba U Mann-Whitney (Mann & Whitney, 1947) para la comparación estadística entre sexos y una regresión lineal para observar las tendencias de acumulación basadas en la longitud total.

2.5. Resultados

2.5.1. Composición de la dieta *de M. henlei* y sus diferencias por sexo

De los 90 estómagos analizados, siete estaban vacíos, lo que representa el 8.89 % de las muestras analizadas. La curva de diversidad acumulada presentó un

comportamiento asintótico (CV<0.05), lo que indica que el número de estómagos analizados fue suficiente para caracterizar la dieta de esta especie. Se identificaron 13 tipos de presas y se clasificaron en dos grupos: 1) crustáceos (% PSIRI= 67.01) y 2) peces (% PSIRI= 17.29), el resto se consideró MONI (% PSIRI= 15.7). La presa más importante en la dieta de *M. henlei* fue la langostilla *Pleuroncodes planipes* (% PSIRI= 60.9), seguido de la macarela *Scomber japonicus* (% PSIRI= 6.7) y la sardina *Sardinops sagax* (% PSIRI= 6.4). Se identificaron 11 presas para las hembras y cinco para los machos, que igualmente se agruparon en crustáceos y peces, en el mismo orden de abundancia basado en el % PSIRI. Asimismo, para las hembras, *P. planipes* (% PSIRI= 62.6) fue la presa más importante, seguida de S*. japonicus* (% PSIRI= 7.3) y *S. sagax* (% PSIRI= 1.2). De manera similar, las presas más importantes para los machos fueron *P. planipes* (% PSIRI= 52.4) y *S. japonicus* (% PSIRI= 3.3).

2.5.2. Concentración de Cd en el músculo e hígado de *M. henlei*. Influencia del sexo y la longitud total

Las concentraciones de Cd (ph) en el músculo de *M. henlei* (0.002 -0.170 µg g^{-1}), presentaron un valor medio ± DE de 0.040 ± 0.0086 µg g^{-1}; mientras que en el hígado (0 - 7.3 µg g^{-1}), la media ± DE fue de 0.96 ± 1.065 µg g^{-1} (Fig. 2.1 a y b). Del total de hígados analizados, 42 presentaron concentraciones de Cd por encima de los límites permisibles establecidos por la Norma Oficial Mexicana (0.5 µg g^{-1}).

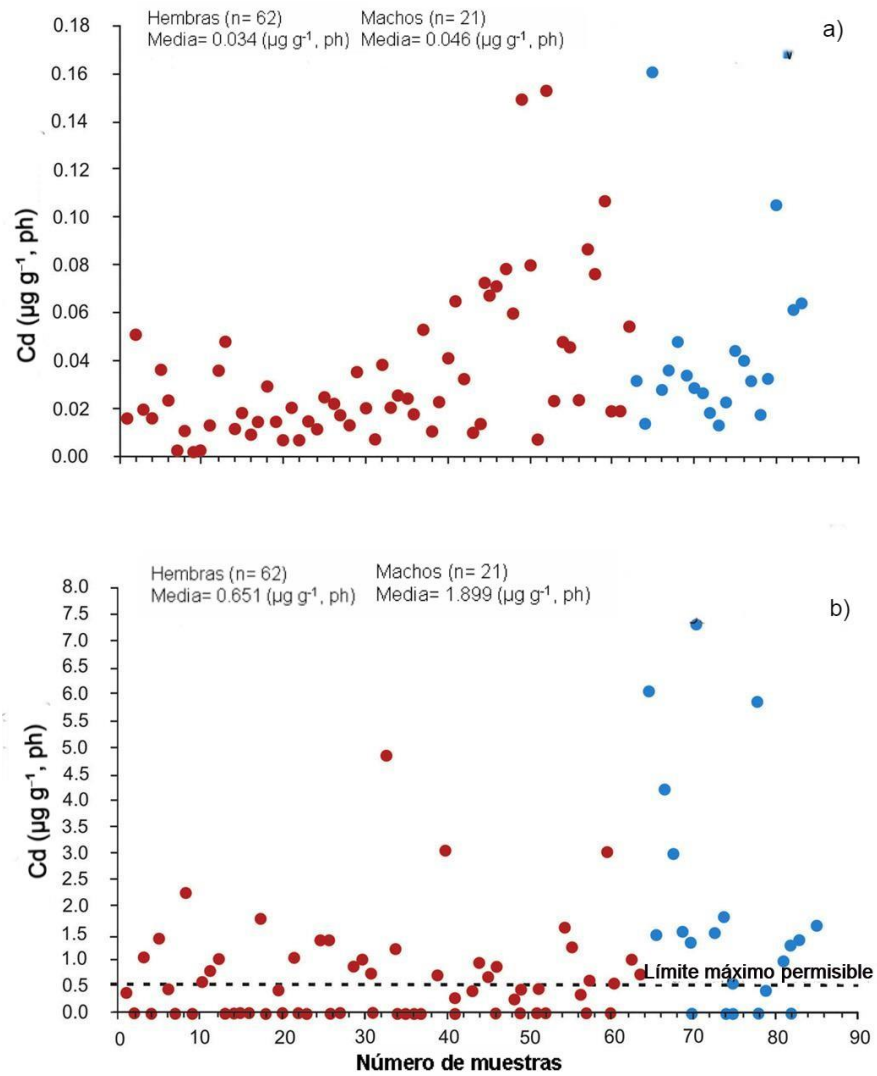


Figura 2.1. Concentración de Cd en músculo (a) e hígado (b) de *M. henlei* (la línea discontinua indica el valor establecido por la Norma Oficial Mexicana, 0.5 µg g^{-1}) ph: peso húmedo; ps: peso seco.

Las concentraciones de Cd en el músculo de las hembras (n= 62; 0.01 -0.152 µg g^{-1}) presentaron un valor medio ± DE de 0.034 ± 0.033 µg g^{-1}, y los machos (n= 21; 0.013 - 0.163 µg g^{-1}) una media ± DE de 0.046 ± 0.049 µg g^{-1}. Las concentraciones de Cd en el hígado de las hembras (0 - 5.0 µg g^{-1}) presentaron un valor medio ± DE de 0.651 ± 0.441 µg g^{-1}, y los machos (0 - 7.3 µg g^{-1}) una media ± DE de 1.899 ± 1.666

µg g^{-1}. La prueba U Mann-Whitney indicó diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de Cd en el hígado para ambos sexos ($p > 0.05$; Fig. 2.2 a).

La regresión lineal indicó que no existe relación entre la longitud total de *M. henlei* y la concentración de Cd en el hígado ($r^2 = 0.00008$, Fig. 2.2 b). De manera similar, se realizó un análisis independiente tanto para hembras como para machos observándose un patrón similar ($r^2 = 0.039$ y $r^2 = 0.051$, respectivamente).

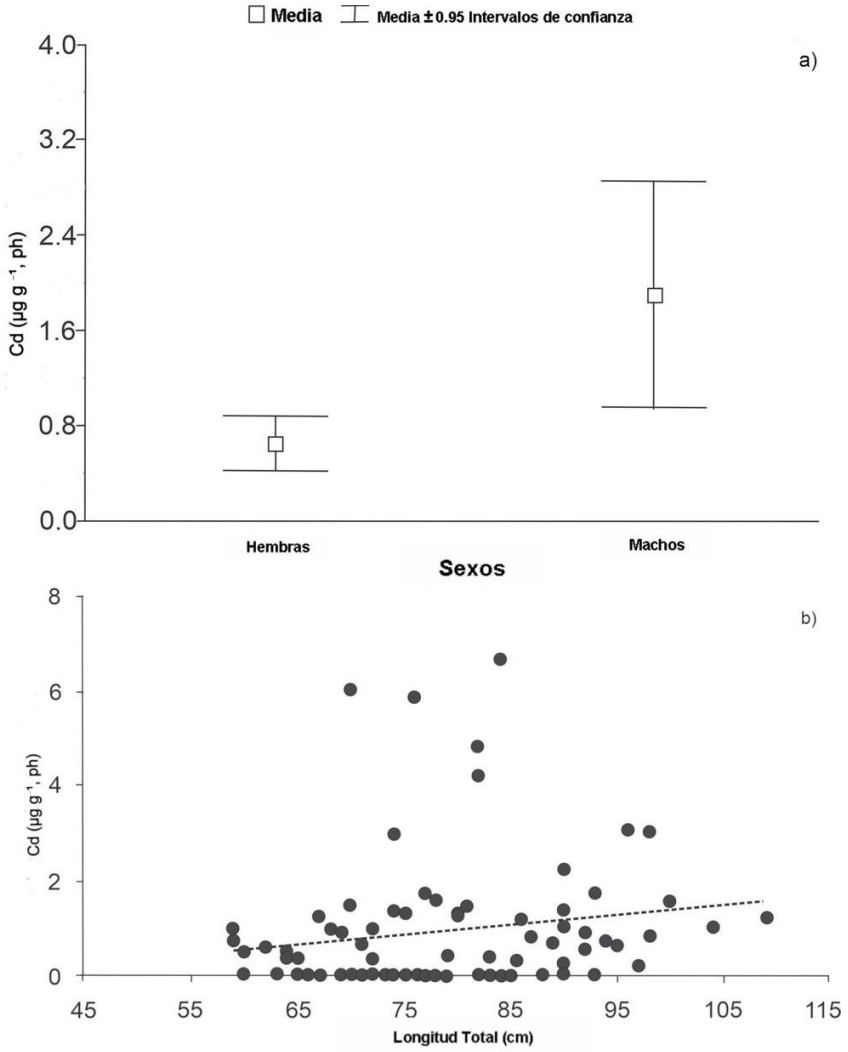


Figura 2.2. a) Concentraciones de Cd para hembras y machos (hígado). b) Relación entre la concentración de Cd en el hígado y la longitud total de M. henlei. Los datos se expresan como media ± desviación estándar, ph: peso húmedo; ps: peso seco.

2.5.3. Concentración de Cd en las presas principales de *M. henlei*

Las concentraciones de Cd en *P. planipes* (0.46-1.35 µg g^{-1}) presentaron un valor medio ± DE de 0.89 ± 0.48 µg g^{-1} y *S. japonicus* un único valor de 0.21 µg g^{-1}. No se pudo analizar la concentración de Cd en *S. sagax* debido a su elevado grado de degradación en el estómago de *M. henlei*.

2.5.4. Biomagnificación de Cd

El factor de biomagnificación para *P. planipes* con respecto a *M. henlei* fue FBM= 1.08; mientras que de *S. japonicus* con respecto a *M. henlei* fue FBM= 4.57.

2.6. Discusión

2.6.1. Concentración de Cd en el músculo e hígado de *M. henlei*

Las concentraciones de Cd encontradas en *M. henlei* en el tejido hepático y muscular se encuentraron por debajo de lo establecido en la Norma Oficial Mexicana para el Cd (0.5 µg g^{-1}; NOM-031-SSA1-1993). Los valores más altos en el tejido hepático (6.04 µg g^{-1}) indicaron que el Cd se absorbe a través de la dieta y se acumula preferentemente en el hígado (Campbell *et al.*, 2005; Dural *et al.*, 2006).

El tejido hepático es altamente activo en la captación y almacenamiento de metales pesados, además de ser un indicador de exposición crónica a estos elementos (Miller *et al.*, 1992). Las altas concentraciones de Cd en el hígado se deben a que en este órgano se sintetiza una mayor cantidad de metalotioneínas en comparación con otros tejidos, el cadmio forma complejos con estas proteínas y son retenidos en el interior de la célula (Frías-Espericueta *et al.*, 2011).

En los peces la exposición a metales pesados induce la síntesis de metalotioneínas particularmente en el tejido hepático (Roth & McCarter, 1984; Heath, 1987). Estudios realizados en el elasmobranquio *Scyliorhinus canicula*, mostraron que la síntesis metalotioneínas hepáticas son inducidas por exposición a Cd, lo que produce una retención de este metal en este tejido (Hidalgo & Flos, 1986). Aunque se considera que el tejido muscular representa un conjunto estable de oligoelementos en

los peces (Barwick & Maher, 2003), las concentraciones de Cd fueron considerablemente bajas.

Qu *et al.* (2014) realizaron un estudio en la carpa *Carassius auratus* y plantearon que, durante los tres primeros días de exposición al Cd, este elemento se acumulaba fundamentalmente en las branquias y luego de 12 días de exposición, la acumulación era mayor en el hígado. En este contexto, se puede suponer que una exposición a largo plazo a este elemento permite la redistribución de Cd a través de la sangre al tejido hepático, el cual participa en el proceso de almacenamiento y desintoxicación de elementos tóxicos. Además, el hígado se considera el órgano más importante para la desintoxicación durante la exposición aguda al Cd (Chowdhury *et al.*, 2005).

2.6.2. Influencia del sexo y la longitud total en la concentración de Cd en *M. henlei*

Glover (1979) menciona que las hembras en estado grávido transfieren al embrión elementos traza, siendo un mecanismo de desintoxicación para las hembras (Adams, 1999; Cadena-Cárdenas, 2004). En el área de estudio se observaron hembras maduras, preñadas y postparto, de ahí la existencia de diferencias significativas entre ambos sexos, siendo las hembras las que presentaron las concentraciones más bajas de Cd. Estas diferencias entre sexos pudieran estar asociadas también a efectos hormonales, estudios experimentales en roedores han encontrado diferencias en las concentraciones de elementos traza entre hembras y machos asociados a la actividad hormonal (Kimiko, 1987).

A pesar de que la dieta es la vía principal de captación de los elementos traza (Cai *et al.,* 2007), en este estudio las diferencias encontradas entre hembras y machos no se relacionaron con la alimentación ya que ambos sexos se alimentaron principalmente de la misma presa (*P. planipes*).

Por su parte, la ausencia de organismos juveniles en este estudio no permitió identificar los cambios en las concentraciones de Cd a lo largo del ciclo de vida de los tiburones. La falta de organismos juveniles probablemente se deba al tamaño de malla

utilizada para la captura de organismos grandes debido a su importancia comercial (comunicación personal).

2.6.3. Concentración de Cd en las presas principales de *M. henlei*

Los valores más altos de Cd en *P. planipes* se deben principalmente a la presencia de depósitos de fósforo, así como a los eventos de surgencias que a menudo ocurren en esta región (Terrazas-López *et al.*, 2016). Teniendo en cuenta que la dieta constituye la principal fuente de absorción de Cd, la mayor parte del Cd presente en el hígado de esta especie podría haberse originado de su presa principal. La incorporación de Cd en los crustáceos ocurre activamente, teniendo un alto nivel de bioacumulación, por lo que estos organismos tienden a proporcionar a sus depredadores mayores concentraciones de Cd en comparación con los peces (Lourenco *et al.*, 2009). Los valores más altos están respaldados por las marcadas diferencias en las concentraciones de Cd en *P. planipes* (media 0.890 µg g^{-1}) y *S. japonicus* (0.21 µg g^{-1}); sin embargo, ambas especies contribuyeron a la elevada concentración de Cd en el tejido hepático de *M. henlei*.

2.6.4. Biomagnificación de Cd en *M. henlei*

La biomagnificación de Cd en el hígado mostró un carácter acumulativo en comparación con el músculo de *M. henlei*, observándose un aumento en la concentración de Cd en la presa con respecto al depredador. Las concentraciones de Cd en ambas cadenas alimentarias (*S. japonicus - M. henlei y P. planipes - M. henlei*) fueron más altas para el depredador que para la presa, lo que indicó la biomagnificación de este elemento. La cadena trófica *S. japonicus - M. henlei* presentó mayor potencial de biomagnificación que *P. planipes - M. henlei*, debido al mayor valor del FBM observado en la primera. Sin embargo, esto se debe a los valores de Cd más bajos en *S. japonicus* (0.21 µg g^{-1}) con respecto a *P. planipes* (0.89 µg g^{-1}).

La tabla 2.1 muestra una comparación entre las concentraciones de Cd en el presente estudio y la de otros trabajos realizados en diferentes especies de tiburones. Los valores más altos en el presente estudio se deben principalmente a la proximidad

a la zona de subducción y al efecto de un proceso de absorción/desorción en la región costera debido a la presencia de depósitos de fosforita. Además, la deposición de partículas más finas transportadas de la formación Monterrey y otras actividades mineras en la región también son causas de los altos valores de Cd en el hígado de *M. henlei* (Issacs *et al.*, 1983; Méndez *et al.*, 1998). Asimismo, las altas concentraciones de Cd en el tejido hepático están relacionadas, con el metabolismo y con las tasas de excreción de la especie (Turoczy *et al.*, 2000).

Tabla 2.1. Comparación de las concentraciones de Cd en diferentes especies de tiburones

Especie y localidad	[Cd] músculo	[Cd] hígado	Referencias
Mundo			
Rhizoprionodon longurio, Pacífico	0.03 ± 0.03	1.67 ± 1.19	Frías-Espericueta *et al.*, 2014
Somniosus microcephalus, Groenlandia	0.26	10.5	Corsolini *et al.*, 2014
Mustelus antarticus, Australia	< 0.01–0.08	-	Glover, 1979
Mustelus mustelus, Mar Mediterráneo	0.35	-	Storelli *et al.*, 2011
Mustelus asterias, Mar Céltico	< 0.017	-	Domi *et al.*, 2005
Carcharhinus limbatus, Océano Atlántico	0.35	-	Núñez-Nogueira, 2005
Galeocerdo cuvier, Japón	ND	0.24	Endo *et al.*, 2008
México			
Isurus oxyrinchus, Isla Magdalena, México	0.06	1.12	Velez, 2009
Carcharhinus falciformis, Todos Santos, México	0.37	284.55	Terrazas-López *et al.*, 2016
***Mustelus henlei*, México**	**0.04**	**0.96**	**Presente estudio**
Límites permisibles			
Unión Europea	-	0.5	EEUU, 2006
FAO	-	0.5	FAO, 1983
México	-	0.5	NOM, 1993

Todos los valores están en µg g^{-1}; ND: no detectado; FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; NOM: Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993.

2.6.5. Conclusiones

Los resultados del presente estudio indicaron un aumento en el tejido hepático de dos veces los valores permitidos estipulados (UE, 2006; FAO, 1983; NOM, 1993); sin embargo, el consumo de esta especie no constituye un riesgo para la salud humana. En general, los yacimientos de fosforita pueden utilizarse como indicadores de contaminación y/o enriquecimiento de Cd, de manera que se debe prestar especial atención a zonas con estas características, y fundamentalmente a las especies comercializadas en dichas regiones y a sus consumidores humanos.

CAPÍTULO 3. Bioacumulación y transferencia trófica de mercurio y selenio en el cazón mamón *Mustelus henlei* en la costa occidental de Baja California Sur, México

3.1. Resumen

Se realizó un estudio sobre la concentración de mercurio (Hg) y selenio (Se) en el tiburón *Mustelus henlei*. Esta es la especie más abundante en las pesquerías con redes de enmalle en el Pacífico mexicano. Las concentraciones de Hg y Se en el tejido muscular estuvieron por debajo de los límites permisibles, indicando que el consumo de esta especie no constituye un riesgo para la salud humana. La concentración promedio de Hg en el tejido muscular (0.017 ± 0.015 µg g^{-1}) fue mayor que en el hepático (0.004 ± 0.018 µg g^{-1}), contrariamente a lo obtenido para el Se (músculo 0.17 ± 0.1 µg g^{-1}; hígado 0.41 ± 0.43 µg g^{-1}). La relación molar Hg:Se indicó que existe suficiente Se disponible para disminuir la biodisponibilidad del Hg y con ello sus efectos tóxicos; mientras que en el tejido muscular ocurre lo opuesto. Existieron diferencias significativas entre las concentraciones de Hg de hembras y machos, contrariamente a lo encontrado para el Se; sin embargo, ambos sexos están incorporando estos elementos a través de los mismos procesos y utilizando los mismos recursos. No se encontró una relación entre las concentraciones de estos elementos en ambos tejidos con respecto a la talla de *M. henlei*. La biomagnificación de Hg y Se en *M. henlei*, indicó que las concentraciones de Hg se deben principalmente al consumo de la langostilla *Pleuroncodes planipes* (0.0046 ± 0.0012 µg g^{-1}), y las de Se al consumo de la macarela *Scomber japonicus* (0.31 ± 0.3 µg g^{-1}).

Palabras claves: elementos traza, salud humana, toxicidad, Hg, Se

3.2. Introducción

Como consecuencia del crecimiento industrial y agrícola en las últimas décadas, la contaminación de los ecosistemas acuáticos se ha convertido en una preocupación mundial (Achary *et al.*, 2016). Entre la amplia variedad de contaminantes, los metales pesados son el tema principal en los estudios

toxicológicos, debido a su persistencia en el ambiente y su elevada toxicidad (Naser, 2013; Wang *et al.,* 2013).

El mercurio (Hg) constituye uno de los metales más peligrosos para el ambiente y los organismos marinos, debido a su elevada biodisponibilidad y capacidad de bioacumularse y biomagnificarse a través de las tramas tróficas (Wang *et al.*, 2013; McMeans *et al.*, 2015). La concentración de este elemento en los tejidos puede ofrecer cierto grado de resolución espacial, ya que cada sitio tiene firmas químicas específicas, basadas en las características de los contaminantes y procesos de deposición específicos (Krahn *et al.*, 2007).

Estos contaminantes se incorporan a la biota local, reflejando su concentración en el ambiente. Los contaminantes son incorporados a los organismos a través de la dieta, reflejando diferentes firmas basadas en la distribución y alimentación de los organismos (Lyons *et al.*, 2019). De esta manera, los factores que influyen en la alimentación juegan un papel importante en la acumulación de estos elementos, ocasionando que los perfiles de contaminantes sean una herramienta útil para inferir nichos ecológicos (Lyons *et al.,* 2019). Por tanto, la incorporación de los contaminantes a los organismos es un producto de la interacción del nicho de las especies, la historia de vida y el uso del hábitat; siendo la ecología y la biología de la especie las que intervienen principalmente en la estrategia de alimentación y el hábitat seleccionado a lo largo del tiempo (Lyons *et al.*, 2019).

El cazón mamón *Mustelus henlei* (Gill, 1863) es una de las especies de tiburones más significativas de la pesquería artesanal en la costa occidental de Baja California Sur, México, representando una importante fuente de alimento para el ser humano (Ramírez-Amaro *et al.*, 2013). Esta especie realiza migraciones cortas con cierta afinidad a los sitios de captura (Campos *et al.*, 2009), por lo tanto, las concentraciones de Hg en sus tejidos deberían reflejar el origen de este elemento, mediante la firma química del sitio donde esta especie habita y se alimenta. Lo mismo debería ocurrir para el Se, que, además de ser un oligoelemento indispensable para el metabolismo de los organismos, tiene un efecto antagónico con el Hg, protegiendo a los organismos contra su toxicidad (Raleston *et al.*, 2008). Por este motivo y teniendo en cuenta el valor comercial de esta especie y la elevada toxicidad del Hg, el objetivo

de esta investigación es determinar la bioacumulación y biomagnificación de Hg y Se en el músculo e hígado de *M. henlei*, así como las diferencias por talla y sexo y evaluar el posible riesgo humano relacionado con su consumo.

3.3. Materiales y Métodos

3.3.1. Recolecta de muestras

Las muestras de músculo e hígado de *M. henlei* fueron recolectadas en 2018. Las redes de enmalle fueron colocadas por los pescadores comerciales a aproximadamente 45-50 millas de la costa de Las Barrancas a profundidades entre 110 y 120 m. A cada tiburón se le registró su longitud total y precaudal, la diferenciación sexual estuvo determinada por la presencia de gonopterigios en los machos. Se tomaron aproximadamente 30 g de tejido muscular de la parte dorsal cercana a la cabeza de cada individuo, así como del tejido hepático. Todas las muestras se almacenaron en bolsas de plástico, se congelaron y fueron transportados al Laboratorio de Ecología de Peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México) y almacenados a −20°C.

3.3.2. Análisis de las concentraciones de Hg y Se

3.3.2.1. Preparación y homogenización de las muestras

Se analizaron 87 muestras músculo y 83 de hígado de *M. henlei* utilizando una submuestra secundaria de aproximadamente 20 g de cada tejido. Asimismo, se tomaron muestras de las presas principales encontradas en el estómago de esta especie (*Pleuroncodes planipes* y *Scomber japonicus;* Pantoja-Echevarría *et al*., 2020a). En el caso de *P. planipes,* se utilizaron 10 g de tejido blando, mientras que a *S. japonicus* se le tomó una muestra de aproximadamente 20 g de músculo. Todas las muestras fueron almacenadas a −20°C en recipientes de plástico previamente lavados con ácido (HCl y HNO_3). Posteriormente se liofilizaron (Telstar LyoQuest) durante 24-48 h (Cyr *et al*., 2017) a una presión de 0.120 mbar y se homogenizaron con un mortero de porcelana, el cual fue lavado entre muestras con HCl al 10% y agua desionizada.

Las muestras fueron pesadas antes y después de la liofilización para calcular el porcentaje de agua en cada tejido y almacenadas en la estufa. Por último, se realizó el método de cuarteo con el objetivo de homogenizar las muestras para luego pasar al proceso de digestión (EPA, 2000).

3.3.2.2 Determinación de las concentraciones de Hg y Se

Las concentraciones de Hg y Se fueron determinadas en el Laboratorio de Análisis y Monitoreo Ambiental del Centro Interdisciplinario de Investigaciones del Medio Ambiente y Desarrollo (CIIEMAD-IPN), en la Ciudad de México. Para la digestión se tomó una submuestra de aproximadamente 0.5 g de cada muestra pulverizada y se colocaron en vasos de precipitado de 100 ml. A cada submuestra se le añadió 1 ml de HNO_3, 3 ml de HCl y 10 ml de H_2O_2 y se dejaron digerir por un día. Posteriormente se colocaron en parrillas a temperatura controlada sin llegar al punto de ebullición, hasta lograr la completa digestión y eliminación de vapores nitrosos, sin permitir que se evaporara por completo la muestra. Las concentraciones de Hg y Se fueron obtenidas mediante con un espectrofotómetro de absorción atómica con generación de hidruros (Perkin Elmer Model AAnalyst 100; Portman, 1976; EPA, 2000). Se utilizaron blancos y materiales de referencia (DORM-4) en cada lote de diez muestras. Los porcentajes de recuperación de los estándares de referencia fueron de 106.6 % para el Hg y de 105.6 % para el Se.

3.3.2.3. Cuantificación del nicho de los elementos traza

Se aplicó el SIBER (*Stable Isotope Bayesian Ellipses,* Parnell *et al.*, 2008; Jackson *et al.,* 2011). Por lo general este análisis es generalmente utilizado con valores de isótopos estables, representando el nicho isotópico, lo que permite la estimación de la amplitud del nicho ecológico de las especies analizadas. Además, permite estimar el grado de superposición de los nichos, lo cual indica una repartición o un uso común de los recursos (hábitat y presas; Bearhop *et al.,* 2004, Newsome, 2007).

Los contaminantes se incorporan en la dieta y se acumulan en los tejidos, dependiendo las propiedades fisicoquímicas del contaminante (Hickie *et al.*, 1999). Por

lo tanto, se aplicó el SIBER utilizando las concentraciones de los contaminantes como una herramienta ecológica para inferir indirectamente la interacción trófica y espacial, y para evaluar el nicho ecológico de *M. henlei* (Lyons *et al.*, 2019).

SIBER crea un polígono convexo que abarca todos los datos isotópicos y luego estima una elipse que representa el "nicho isotópico central" (Jackson *et al.,* 2011). Esta elipse se genera con un enfoque bayesiano y se corrige utilizando secuencias replicadas aleatoriamente a posteriori y calculando la matriz de covarianza que define sus formas y áreas (SEAc: área de la elipse estándar corregida; Jackson *et al.*, 2011). La elipse generada es más robusta ya que es menos sensible a valores extremos y tamaños de muestra pequeños (Jackson *et al.,* 2011).

En este caso, se aplicó este análisis SIBER utilizando los valores de Hg y Se para estimar la elipse, generando el nicho de los elementos traza para machos y hembras. Las elipses estimadas permiten inferir la amplitud del mecanismo de contaminación e incorporación de los elementos traza. Además, así como la superposición de elipses para los nichos isotópicos, puede sugerir que están compartiendo recursos, en este caso la superposición permite inferir si el mecanismo y fuentes de contaminación en ambos sexos de *M. henlei* son las mismas.

3.3.3. Biomagnificación

La biomagnificación de Hg y Se en *M. henlei* se determinó mediante la relación entre la concentración del contaminante en el depredador y sus presas utilizando la fórmula propuesta por Gray (2002; FBM= $[\text{elemento traza}]_{\text{depredador}}/[\text{elemento traza}]_{\text{presa}}$), donde existe biomagnificación cuando el resultado de dicha ecuación es >1.

3.3.4. Relación molar Hg:Se

La relación molar Hg:Se fue calculada para ambos tejidos (músculo e hígado), a partir de la masa molar de Hg (200.59 g mol^{-1}) y Se (78.96 g mol^{-1}). Las concentraciones (µg g^{-1}) se convirtieron a µmol g^{-1}.

3.3.5. Análisis estadístico

La normalidad y la homogeneidad de la varianza se evaluaron utilizando las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y el test de Levene respectivamente (Massey, 1951; Levene, 1960). Se utilizó la prueba de U de Mann-Whitney (Mann & Whitney, 1947) para hacer comparaciones estadísticas entre cada sexo; mientras que, para conocer las tendencias de acumulación basadas en la longitud total del cuerpo, se realizó una regresión.

3.4. Resultados

3.4.1. Concentración de Hg y Se en el músculo e hígado de *M. henlei*. Influencia del sexo y la longitud total

Las concentraciones de Hg (ph) en el músculo de *M. henlei* (0.0017 - 0.070 µg g^{-1}), presentaron un valor medio ± DE de 0.017 ± 0.015 µg g^{-1}; mientras que en el hígado (0 - 0.16 µg g^{-1}), la media ± DE fue de 0.004 ± 0.018 µg g^{-1}. Asimismo, las concentraciones de Se (ps) en el músculo de *M. henlei* (0.0046 - 0.43 µg g^{-1}) mostraron un valor medio ± DE de 0.17 ± 0.1 µg g^{-1}; mientras que en el hígado (0 - 2.27 µg g^{-1}), la media ± DE fue de 0.41 ± 0.43 µg g^{-1}. Al comparar las concentraciones de Hg y Se en ambos tejidos se determinó que existían diferencias significativas (Hg U= 716, p= 0.0001 y Se U=1919.5, p= 0.0001).

Las concentraciones de Hg en el músculo de las hembras (n= 64) presentaron un valor medio ± DE de 0.014 ± 0.015 µg g^{-1}, y los machos (n= 23) una media ± DE de 0.023 ± 0.016 µg g^{-1}. Por su parte, las concentraciones de Hg en el hígado de las hembras (n= 62) presentaron un valor medio ± DE de 0.0034 ± 0.02 µg g^{-1}, y los machos (n= 21) una media ± DE de 0.06 ± 0.01 µg g^{-1}. La prueba U Mann-Whitney indicó diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones de Hg en ambos sexos (músculo U= 467, p= 0.0082; hígado U= 404, p= 0.0035; Fig 3.1 a y c). En caso contrario, para el Se no se observaron diferencias significativas entre ambos sexos, hembras (músculo 0.17 ± 0.099 µg g^{-1}; hígado 0.33 ± 0.29 µg g^{-1}) y machos (músculo 0.17 ± 0.12 µg g^{-1}; hígado 0.65 ± 0.65 µg g^{-1}) para el tejido muscular (U= 498, p=0.11; Fig 3.1 b y d) y para el tejido hepático (U= 733, p= 0.97; Fig 3.1 b y d).

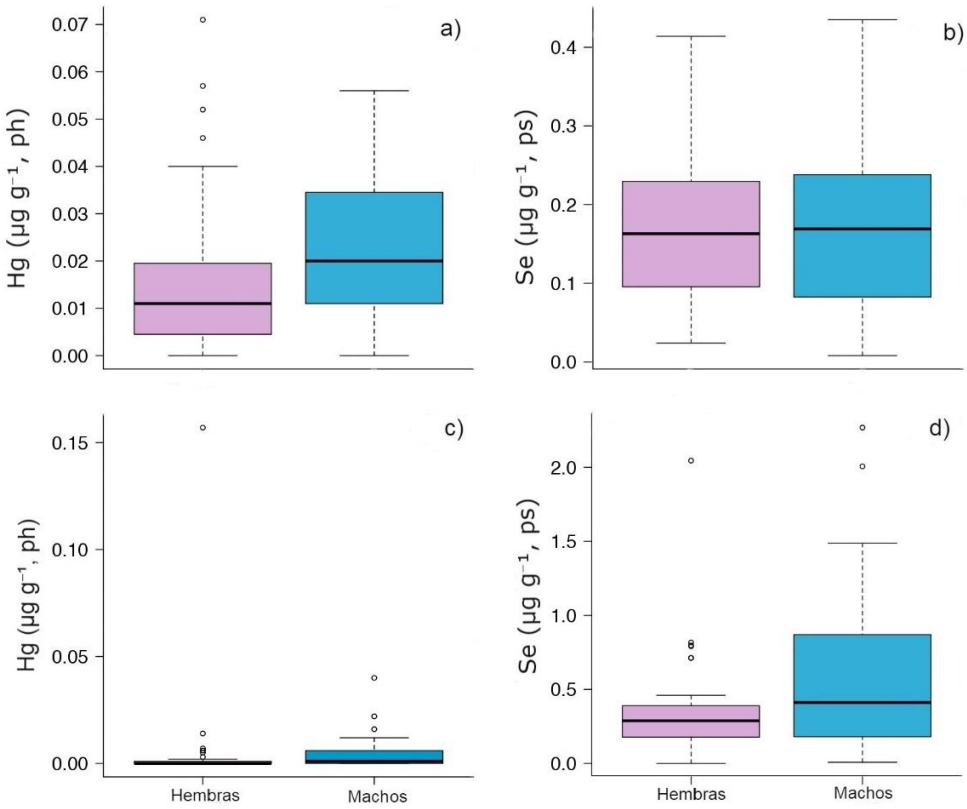


Figura 3.1. Concentraciones de Hg y Se (media ± desviación estandar) para hembras y machos de *Mustelus henlei*. a), b): músculo (Hg y Se); c), d): hígado (Hg y Se) ph: peso húmedo, ps: peso seco.

La regresión lineal indicó que no existe relación entre la longitud total de *M. henlei* y la concentración de Hg y Se en ambos tejidos (Hg músculo r^2= 0.24, hígado r^2= 0.001; Se músculo r^2= 0.013, hígado r^2=0.0004; Fig. 3.2).

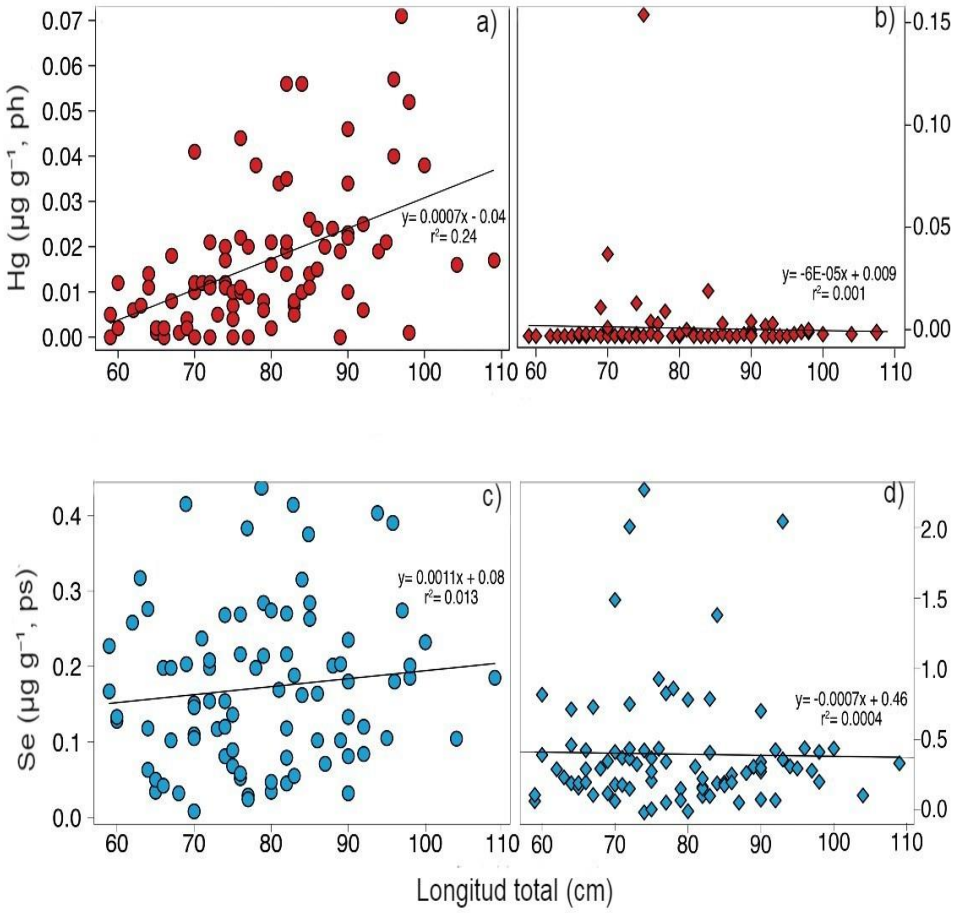


Figura 3.2. Relación entre la longitud total de *M. henlei* y la concentración de Hg y Se en músculo e hígado; ph: peso húmedo, ps: peso seco.

3.4.2. Nicho de los elementos traza

El nicho de Hg y Se para las hembras: elipse roja; SEAc $_{\text{músculo}}$= 0.0045 (µg g^{-1})^2 y SEAc $_{\text{hígado}}$= 0.0018 (µg g^{-1})^2 (Fig. 3.3 a) y machos: elipse negra; SEAc $_{\text{músculo}}$= 0.006 (µg g^{-1})^2 y SEAc $_{\text{hígado}}$= 0.0017 (µg g^{-1})^2 (Fig. 3.3 b) produjo áreas de elipse superpuestas con una superposición matemática estimada de 0.68 (músculo) y 0.32 (hígado) y una superposición media bayesiana de 0.045 en ambos tejidos.

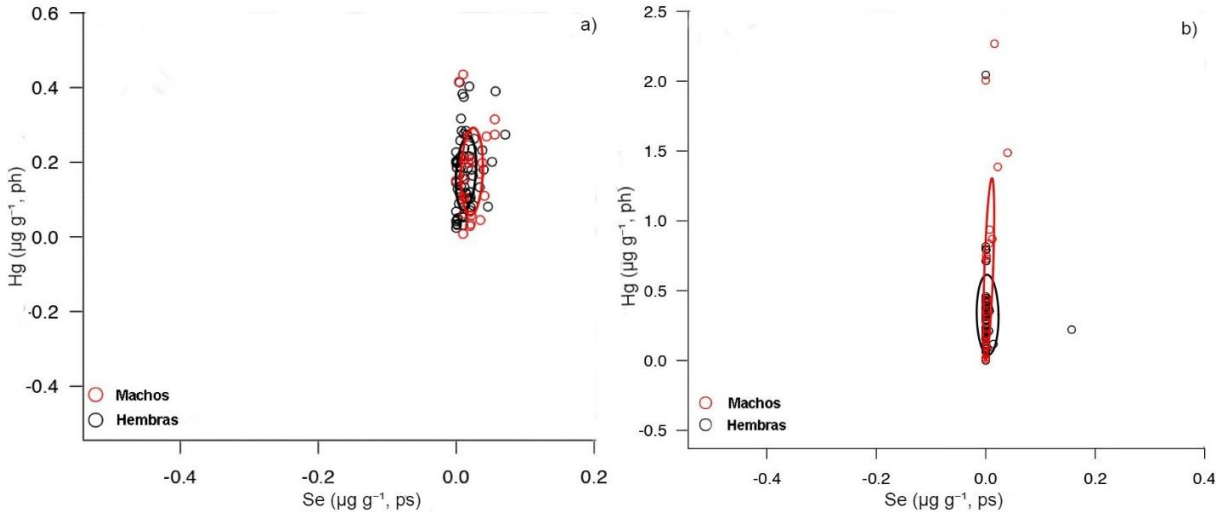


Figura 3.3. Concentraciones de Hg y Se en músculo (a) e hígado (b) de M. henlei por sexo. La elipse roja representa el nicho de Hg y Se para las hembras, y la elipse negra para los machos; ph: peso húmedo, ps: peso seco.

3.4.3. Concentración de Hg y Se en las presas principales de *M. henlei*

La langostilla *P. planipes* presentó los valores más altos de Hg (0.0046 ± 0.0012 µg g^{-1}), siendo la presa con el mayor aporte de este elemento hacia *M. henlei*; mientras que *S. japonicus* mostró valores inferiores (0.00096 ± 0.0013 µg g^{-1}). En caso contrario para el Se, *S. japonicus* (0.31 ± 0.3 µg g^{-1}) fue la presa que más le aportó a *M. henlei;* mientras que *P. planipes* presentó valores de (0.097 ± 0.94 µg g^{-1}).

3.4.4. Biomagnificación de Hg y Se

Existió un aumento de las concentraciones de Hg y Se de las presas con respecto al depredador (FBM > 1; Tabla 3.1), a excepción de *P. planipes-M. henlei* (FBM_{Hg}= 0.87, hígado) y *S. japonicus-M. henlei* (FBM_{Se}=0.81, músculo) donde se observaron valores inferiores a 1.

Tabla 3.1. Factor de Biomagnificación (FBM, Hg y Se) *P. planipes-M. henlei y S. japonicus-M. henlei* en músculo e hígado.

	P. planipes-M. henlei		*S. japonicus-M. henlei*	
	Músculo	Hígado	Músculo	Hígado
FBM (Hg)	3.70	0.87	17.71	4.17
FBM (Se)	1.75	4.22	0.55	1.32

3.4.5. Relación molar Hg:Se

La relación molar Hg:Se en el músculo fue de 1.88:1, mientras que en el hígado fue de 1:1.19.

3.5. Discusión

Las concentraciones de Hg en el tejido hepático y muscular de *M. henlei* se encuentraron por debajo de la Norma Oficial Mexicana para el Hg (1 µg g^{-1}, ph; NOM 242-SSA1, 2009). Asimismo, estos valores se encuentran por debajo de los establecidos por la Agencia Canadiense de Inspección de Alimentos (1998); Administración de Alimentos y Medicamentos de EE. UU (1 µg g^{-1}, ph), por la Agencia de Protección Ambiental (0.3 µg g^{-1}, ph; EPA), y Comité Científico Asesor de Alaska para el Consumo de Pescado de (0.2 µg g^{-1}, ph; Hamade, 2014).

Por su parte las concentraciones de Se en ambos tejidos fueron inferiores a las establecidas por Lemly (1996) quien planteó que concentraciones por encima de 3.0 µg g^{-1} (ps) en presas producen efectos adversos en sus depredadores. Por lo tanto, el consumo de esta especie no constituye un riesgo para la salud humana, al menos para estos elementos.

Estudios realizados para *M. henlei* en el Pacífico mexicano plantean que esta especie no acumula altas concentraciones de Hg y Se (Medina-Morales *et al.*, 2020). Considerando que la dieta es la vía principal de absorción de elementos traza, las diferencias en la estrategia de alimentación pueden afectar significativamente la bioacumulación (Lahaye, 2005). *M. henlei* en la costa occidental del Pacífico mexicano se alimenta principalmente de la langostilla *P. planipes* (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020a), la cual es una especie de nivel trófico bajo, por lo que tiende a acumular

concentraciones bajas de estos elementos (Medina-Morales *et al.,* 2020). Por tanto, se esperan también bajas concentraciones en *M. henlei*. Esto coincide con lo obtenido por García-Hernández *et al.* (2007) en el Golfo de California donde *M. henlei* presentó concentraciones de Hg (0.18 ± 0.1007 µg g^{-1}, ph), mientras que otras especies que se alimentan principalmente de peces, presentaron concentraciones de Hg mas altas como sucedió en *Sphyrna zygaena* (8.25 ± 9.05 07 µg g^{-1}, ph) y *S. lewini* (1.08 ± 0.95 µg g^{-1}, ph).

3.5.1. Concentración de Hg y Se en el músculo e hígado de *M. henlei*

A pesar de las bajas concentraciones de Hg y Se en *M. henlei* existió una diferencia entre el tejido hepático y muscular. El músculo presentó las concentraciones más altas de Hg (Murillo-Cisneros *et al.*, 2018; Medina-Morales *et al.*, 2020); mientras que el hígado tuvo las más altas de Se (Escobar-Sánchez et al, 2010; Lara et al., 2020).

El tejido muscular constituye un sumidero a largo plazo para $MeHg^{+}$, debido a su alta afinidad con el grupo tiol de las proteínas (Leaner & Mason, 2004; Régine *et al.*, 2006). Por su parte, el hígado es uno de los principales órganos donde se acumula Se en los organismos (Ogle *et al.*, 1988), debido probablemente a que es donde ocurre la desmetilación/desintoxicación de Hg por el efecto de las selenoproteínas (GSH, Patrick, 2002; Branco *et al.*, 2007). El Se domina en la competencia por el espacio en el hígado; mientras que en el múculo ocurre lo opuesto. De ahí a que la relación molar Hg:Se La relación molar Hg:Se indicó que en el hígado existe suficiente Se disponible para disminuir la biodisponibilidad del Hg y con ello sus efectos tóxicos; mientras que en el tejido muscular ocurre lo opuesto.

En el Golfo de California, Bergés-Tiznado *et al.* (2015) realizaron un estudio en *Sphyrna lewini* donde la relación molar Se:Hg fue mayor en hígado que en músculo. Sin embargo, el Se estaba presente en exceso en ambos tejidos examinados, contrariamente a lo encontrado en el presente estudio donde solo en el tejido hepático existió un exceso de Se con respecto al Hg. Sin embargo, como los valores de Hg y Se obtenidos en el presente estudio están por debajo de las regulaciones establecidas, no hay riesgo de intoxicación causada por el consumo del músculo de *M. henlei.*

3.5.2. Influencia del sexo y la longitud total en la concentración de Hg y Se en *M. henlei*

En estado grávido las hembras transfieren al embrión elementos traza (Glover, 1979), siendo un mecanismo de desintoxicación para las hembras (Adams, 1999; Cadena-Cárdenas, 2004). En el área de estudio se observaron hembras maduras, preñadas y postparto. Lo anterior se relacionó con las diferencias estadísticamente significativas entre ambos sexos, siendo las hembras las que presentaron las concentracionesde Hg más bajas (Fig. 3.1). Estas diferencias entre sexos pudieran estar asociadas también a efectos hormonales, estudios experimentales en roedores han encontrado diferencias en las concentraciones de elementos traza entre hembras y machos asociados a la actividad hormonal (Kimiko, 1987).

A pesar de que la dieta es la vía principal de captación de los elementos traza (Cai *et al.,* 2007), en esta investigación las diferencias encontradas entre hembras y machos no estuvieron relacionadas con la alimentación ya que ambos sexos se alimentaron principalmente de la misma especie (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020a). Contrariamente, las concentraciones de Se fueron similares en ambos sexos, debido probablemente al hecho de este elemento forma parte activa de las proteínas y del desarrollo metabólico de los organismos.

Por su parte, la elevada superposición de las concentraciones de Hg y Se en ambos sexos evidenciada por el modelo SIBER (Fig. 3.3 a y b) confirma que hembras y machos están incorporando ambos elementos a través de los mismos procesos y utilizando los mismos recursos (hábitat, presas y estrategias de alimentación), confirmando la misma fuente de contaminación. Los principales depredadores integran señales químicas que reflejan las presas consumidas y las regiones donde se alimentan, lo que está directamente relacionado con su nicho ecológico y ciclo de vida (Krahn *et al.*, 2007; Lyons *et al.*, 2013). La elevada superposición del nicho de los elementos traza sugiere que ambos sexos de *M. henlei* comparten los procesos de incorporación de Hg y Se, alimentándose de las mismas presas y en las mismas áreas, donde los niveles de elementos trazas adquiridos por las presas son similares, como reportado en anteriores estudios (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020a).

Las concentraciones de Hg y Se en *M. henlei* no aumentaron proporcionalmente con el aumento de la longitud corporal, contrariamente a lo reportado por otros estudios (Mársico *et al.*, 2007; Medina-Morales *et al.*, 2020). La ausencia de organismos juveniles en el presente estudio no permitió detectar si existen cambios en cuanto a las concentraciones de Hg y Se a lo largo de la vida de esta especie. Los resultados obtenidos representan la concentración de ambos elementos en los tiburones adultos de *M. henlei.* La falta de organismos juveniles se debe probablemente al arte de pesca utilizado, la cual se caracteriza por una luz de malla mayor para la captura de organismos de talla mayor, debido a su importancia comercial.

3.5.3. Concentración de Hg y Se en las presas principales de *M. henlei*

La langostilla *P. planipes* presentó la concentración promedio más alta de Hg, esto coincide con lo obtenido para *Prionace glauca* (Escobar-Sanchez *et al.*, 2011) y *Alopias pelagicus* en el Pacífico mexicano (Lara *et al.*, 2020) donde la langostilla *P. planipes* fue la presa con el mayor aporte de Hg. Por su parte, las concentraciones más altas de Se las presentó *S. japonicus*, coincidiendo con lo reportado para *A. pelagicus* por Lara *et al.* (2020), siendo los peces los que tuvieron el mayor aporte de este elemento.

3.5.4. Biomagnificación de Hg y Se en *M. henlei*

La biomagnificación es definida como el proceso donde las sustancias xenobióticas se transfieren de las presas a los depredadores, lo que resulta en concentraciones más altas en los depredadores en comparación con la fuente (Gray, 2002). La mayoría de las investigaciones analizan la biomagnificación solo en el músculo (e.g., Escobar-Sánchez *et al.*, 2011; Lara *et al.*, 2020). Sin embargo, debido a las diferencias en las concentraciones de estos elementos en el músculo e hígado de *M. henlei* este estudio analizó, también, la biomagnificación en el tejido hepático como se ha reportado en otros trabajos (e.g., Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020a).

Se observó que la biomagnificación de ambos elementos ocurría a través de la red trófica de *M. henlei*. De manera general, las concentraciones de Hg y Se en *P. planipes* y *S. japonicus* fueron menores que en ambos tejidos de *M. henlei*, a excepción de las concentraciones de Hg encontradas en *P. planipes-M. henlei* (hígado) y Se en *S. japonicus-M. henlei* (músculo), donde no se observó biomagnificación de estos elementos. Contrariamente *P. planipes-M. henlei* (hígado $FBM_{(Se)}$= 4.22*)* y *S. japonicus-M. henlei* (músculo $FBM_{(Hg)}$ = 17.71) presentó los valores de biomagnificación más altos, debido probablemente a la alta afinidad del Se por parte del tejido hepático y del Hg por el muscular.

3.6. Conclusiones

Los resultados del presente estudio aportan información acerca de la acumulación de Hg y Se en el músculo e hígado de *M. henlei,* indicando qe el consumo de esta especie no constituye un riesgo para la salud humana. Las concentraciones Hg músculo > Hg hígado, mientras que para el Se ocurre lo opuesto. Este estudio resalta la importancia del uso de los contaminantes como una herramienta ecológica para evaluar el nicho de organismos, ya que el nicho ecológico influye en las firmas de los contaminantes. Además, provee una línea base acerca de la biomagnificación de Hg y Se en *M. henlei*, determinando que las concentraciones de Hg se deben principalmente a la langostilla *P. planipes* y las concentraciones de Se a *S. japonicus*.

CAPÍTULO 4. Inferencias isotópicas sobre la ecología trófica y el uso del hábitat del cazón mamón *Mustelus henlei* en la costa occidental de Baja California Sur, México

Basado en: Pantoja-Echevarría, L. M., Tamburin, E., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplancken, F. R., Delgado-Huertas, A., Tripp-Valdez, A., Arreola Mendoza, L. & Lara, A. 2020. Stable isotopic inferences on trophic ecology and habitat use of brown smooth-hound *Mustelus henlei* in the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 101520.

4.1. Resumen

El cazón mamón *Mustelus henlei* es una de las especies de tiburón más importantes en las pesquerías artesanales de la costa occidental de Baja California Sur, México. Su ecología trófica se analizó mediante el análisis de isótopos estables de carbono (^{13}C) y nitrógeno (^{15}N) en el músculo de esta especie. Los valores medios de $\delta^{13}C$ (−18.2 ± 0.6 ‰) y $\delta^{15}N$ (17.7 ± 0.9 ‰) sugieren que esta especie se alimenta en el Golfo de Ulloa durante todo el año. Los valores bajos de $\delta^{13}C$ indican que *M. henlei* se alimenta en zonas oceánicas; mientras que los de $\delta^{15}N$ sugieren que se alimenta de presas que ocupan un nivel trófico alto y/o de una cadena trófica con una señal basal enriquecida. Los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de esta especie no presentan diferencias significativas entre sexos y talla. Este estudio proporciona nuevos conocimientos sobre el uso del hábitat de *M. henlei*, caracterizando su preferencia por las zonas oceánicas.

Palabras claves: ecología trófica, Golfo de Ulloa, isótopos estables, $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$

4.2. Introducción

El cazón mamón *Mustelus henlei* es una de las especies más importantes en las pesquerías artesanales en la costa occidental de la Península de Baja California Sur (BCS), México, y representa una importante fuente de alimento para el ser humano (Pérez-Jiménez & Sosa Nishizaki, 2008; Bizzarro *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2009; Ramírez-Amaro *et al.*, 2013). En esta zona se captura *M. henlei* desde finales de la

década de 1980, y representa aproximadamente el 30 % de la captura anual de tiburones costeros en la península de Baja California y el Golfo de California, lo que corresponde a unas 5000 t y más de 300 000 individuos (Smith *et al.*, 2009).

Estudios recientes sobre pesquerías artesanales en la costa del Pacífico de BCS confirmaron la importancia comercial de esta especie. Ramírez-Amaro *et al.* (2013) determinaron que aproximadamente el 24.2 % de las capturas de elasmobranquios con redes de enmalle corresponden a *M. henlei*, lo que la convierte en la especie de tiburón más capturada en la región mediante este arte de pesca. Su rápido crecimiento, junto con su temprana edad de maduración sexual y su fecundidad anual relativamente alta para una especie de tiburón (1-10 crías en el centro de California y la costa occidental de Baja California Sur y 1-21 crías en el Golfo de California), lo convierten en una especia resistente a la presión de la pesca (Ebert, 2003; Pérez-Jiménez, 2006; Smith *et al.*, 2009; Soto-López *et al.*, 2018).

Además de su valor comercial, *M. henlei* tiene un papel ecológico importante en el sistema bentopelágico, debido a su posición como mesodepredador, por lo que las evaluaciones sobre sus aspectos biológicos como la reproducción, crecimiento y ecología trófica lo hacen relevante en el contexto pesquero y ecológico (Ramírez-Amaro *et al.*, 2013; Soto-López, 2018).

La mayoría de los estudios sobre *M. henlei* incluyen información sobre reproducción, edad y crecimiento y genética (Yudin & Cailliet *et al.,* 1990; Pérez-Jiménez & Sosa Nishizaki, 2008; Byrne & Avise, 2012; Chabot, 2012; Soto-López *et al.*, 2018). Sin embargo, los estudios sobre su ecología trófica son escasos, sugiriendo que *M. henlei* es un depredador epibentónico con una dieta diversa que consiste en decápodos, cefalópodos, pequeños teleósteos (De Wit, 1975; Talent, 1982; Gómez *et al.*, 2003; Navia *et al.*, 2007; Espinoza *et al.*, 2012; Sánchez-Cota, 2016; Amariles *et al.*, 2017) y poliquetos (Haeseker & Cech, 1993). En la costa occidental de BCS, *M. henlei* se alimenta principalmente de la langostilla *Pleuroncodes planipes*, la macarela *Scomber japonicus* y la sardina *Sardinops sagax* (Espinoza-García, 2012; Rodríguez-Romero *et al.*, 2013; Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020a).

Los estudios de ecología trófica pueden estar basados en el análisis del contenido estomacal, el cual proporciona información sobre la dieta de los organismos

a corto plazo (Shiffman *et al.*, 2012). Sin embargo, tiene como limitante que proporciona una breve descripción de la dieta y requiere grandes tamaños de muestra para poder cuantificar los patrones de alimentación a largo plazo (Wetherbee & Cortés, 2004). Por lo que, los cambios ontogenéticos espaciales y temporales no están bien determinados.

Estudios recientes sobre la dieta de los tiburones han utilizado análisis de isótopos estables, la cual es una técnica basada en trazadores naturales de valores de isótopos de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) para rastrear el flujo de recursos dentro y a través de los ecosistemas (Santiago *et al.*, 2005). El $\delta^{13}C$ se utiliza para rastrear fuentes primarias de productividad en la red trófica, las cuales varían según el origen y hábitat, mientras que el $\delta^{15}N$ proporciona una herramienta útil para calcular la posición trófica de los organismos (Kinney *et al.*, 2011). Además, los isótopos estables se integran en los diferentes tejidos en función de su tasa de renovación, proporcionando información sobre la dieta en diferentes períodos. Los tejidos metabólicamente activos (por ejemplo, sangre o plasma) proporcionan datos sobre períodos más cortos (días o semanas) y tejidos menos activos (por ejemplo, músculo o huesos) proporcionan información de un tiempo más largo en términos de meses o hasta años (MacNeil *et al.*, 2006; Malpica-Cruz *et al.*, 2009; Logan & Lutcavage, 2010; Kim *et al.*, 2012a; Tamburin *et al.*, 2019).

En general, el uso de isótopos estables se ha convertido en una herramienta para comparar los movimientos y el uso de recursos tróficos entre las especies de tiburones, sexo y tamaño; ya que las diferencias isotópicas indican hábitats y/o diferencias tróficas integradas durante determinado período, particularmente en tejidos con una tasa de renovación más prolongada, como el músculo (Peterson & Fry 1987; Hobson, 1999; Post, 2002; Graham *et al.*, 2010; Bird *et al.*, 2018).

Los estudios que evalúan la ecología trófica de *M. henlei* utilizando isótopos estables de C y N ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) son escasos. Espinoza *et al.* (2015) determinaron cambios en la dieta relacionados con el tamaño y el sexo en la costa del Pacífico de Costa Rica. Asimismo, Méndez-Da Silveira (2015) en BCS, México, analizó las diferencias entre los valores isotópicos entre tejidos, así como la variación isotópica entre sexo y estadios de madurez. Considerando el valor comercial y el rol ecológico

que juega *M. henlei* en el ecosistema, es necesario explorar la ecología trófica de esta especie en el Pacífico mexicano mediante la determinación de los valores isotópicos de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en un tejido con una alta tasa de recambio como el músculo, evaluando posibles diferencias alimentarias por sexo y tamaño.

4.3. Material y Métodos

4.3.1. Recolecta de muestras

Las muestras de músculo e hígado de *M. henlei* fueron recolectadas en 2018. Las redes de enmalle fueron colocadas por los pescadores comerciales a aproximadamente 45-50 millas de la costa de Las Barrancas a profundidades entre 110 y 120 m. A cada tiburón se le registró su longitud total y precaudal, la diferenciación sexual estuvo determinada por la presencia de gonopterigios en los machos. Se tomaron aproximadamente 30 g de tejido muscular de la parte dorsal cercana a la cabeza de cada individuo. Todas las muestras se almacenaron en bolsas plásticas y se transportaron en hielo al Laboratorio de Ecología de Peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias del Mar del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN, La Paz, BCS, México) donde se almacenaron a - 20° C.

4.3.2. Análisis de isótopos estables de C y N

4.3.2.1. Preparación y homogenización de las muestras

Se analizaron 83 muestras de músculo de *M. henlei*, utilizando una submuestra secundaria de aproximadamente 2 g. Estas submuestras se tomaron con un bisturí limpio de acero inoxidable y se almacenaron a - 20°C en tubos Eppendorf de 2 ml. Se generaron dos subconjuntos a partir de estas submuestras: el primero sin extracción de lípidos o urea (19 muestras sin tratar) y un segundo subconjunto, al cual se le extrajo lípidos y urea (19 muestras tratadas, que son parte del total de 83 muestras recolectadas). Estos subconjuntos de 19 muestras se compararon entre ellos (muestras sin tratar *vs* muestras tratadas), con el propósito de evaluar el efecto del contenido de lípidos y urea en los valores isotópicos.

La extracción de lípidos y urea se desarrolló utilizando éter de petróleo y agua

desionizada de acuerdo con el protocolo reportado por Kim & Koch (2012). Todas las muestras se liofilizaron (Telstar LyoQuest) durante 24 h (Cyr *et al.*, 2016) a 0.120 mbar y - 40° C, y se homogeneizaron en un mortero de ágata para obtener tejido pulverizado. A partir del tejido pulverizado obtenido, se pesaron ~0.6 mg empleando una balanza analítica Gram VXI-60/220 con una precisión de ± 0.01 mg sobre cápsulas de estaño de 3.2 x 4.0 mm.

Asimimo, se procesaron cuatro muestras de la langostilla *Pleuroncodes planipes* (partes blandas) y siete de la macarela *Scomber japonicus*, las cuales constituyen las presas más importantes en la dieta de *M. henlei* en la localidad de Las Barrancas (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020a). Esto permite evaluar la relación entre la composición isotópica de *M. henlei* y sus presas principales. Estas muestras también se liofilizaron, homogeneizaron, pesaron y colocaron en cápsulas de estaño para su análisis.

4.3.2.2. Determinación de los valores isotópicos de C y N

Los valores de isótopos estables de C y N se determinaron en un espectrómetro de masas de relación isotópica TermoQuest Delta Plus XL acoplado a un analizador elemental Carlo Erba NA 1500 serie 2 con un error de 0.1 ‰ DELTA plus XL en el Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra CSIC-UGR, Granada, España. La relación de isótopos estables de las muestras y los estándares se mostró con la denotación δ y se expresaron en partes por mil (‰) en relación con los estándares y se calcularon utilizando la siguiente fórmula de acuerdo con Fry (2006):

$$\delta^{15}N \text{ o } \delta^{13}C = [(R_{muestra}/R_{estándar}R) - 1] * 1000 \ (‰)$$

Los estándares utilizados fueron N atmosférico para ^{15}N y Pee Dee Belemnite para ^{13}C. Los datos de los isótopos estables se expresaron como media ± DE.

4.3.3. Nicho isotópico y superposición trófica

Se cuantificó el nicho isotópico (SIA Niche) y la superposición isotópica entre sexos, utilizando el método de Elipses Bayesianas de Isótopos Estables (SIBER en R; Jackson *et al.*, 2011).

El análisis SIBER crea un polígono convexo que abarca todos los datos isotópicos, luego estima las elipses que representan el "nicho isotópico central" (Standard Ellipse Corrected Area, SEAc). Esta elipse se genera con un enfoque bayesiano y se corrige utilizando secuencias replicadas aleatoriamente a posteriori y calculando la matriz de covarianza que define sus formas y áreas (SEAc: área de la elipse estándar corregida; Jackson *et al.*, 2011). La elipse generada es más robusta ya que es menos sensible a valores extremos y tamaños de muestra pequeños (Jackson *et al.,* 2011). Además, representan el nicho isotópico de los organismos y permiten estimar su superposición (Bearhop *et al.*, 2004; Newsome, 2007).

4.3.4. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó el programa R Development Core Team 2008. La normalidad y homogeneidad de la varianza se evaluaron mediante las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y la prueba de Levene respectivamente (Massey, 1951; Levene, 1960). Los valores isotópicos de las muestras con extracción de lípidos y urea (n= 19 subconjunto tratado) se compararon con los tejidos no tratados (n= 19 sin tratar) utilizando la prueba de rango de Wilcoxon (Whitley & Ball, 2002). Por su parte, se utilizó una prueba de Mann-Whitney (Mann & Whitney, 1947) para hacer comparaciones estadísticas entre ambos sexos y se aplicó una regresión para probar una posible relación entre la longitud corporal y los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$.

4.4. Resultados

4.4.1. Efectos del tratamiento (con y sin extracción de lípidos y urea)

La media (± DE) de $\delta^{13}C$ para las muestras que se les extrajo lípidos y urea (n= 19 subconjunto tratado: −18.2 ± 0.6 ‰) no fueron significativamente diferentes (W= 192.5, p= 0.49) de los valores obtenidos de las muestras equivalentes sin tratar (n= 19 subconjunto sin tratar: −18.2 ± 1.1 ‰). De manera similar, los valores de $\delta^{15}N$ no evidenciaron diferencias significativas (W= 218, p= 0.97) entre las muestras tratadas (n= 19 subconjunto tratado: 17.7 ± 0.9) y sus equivalentes sin tratamiento (n= 19 subconjunto sin tratar: 17.2 ± 1.4 ‰).

Por su parte, la media (± DE) de la relación C:N en el subconjunto tratado con extracción de lípidos y urea (3.8 ± 0.3) no fueron significativamente diferentes (W= 199.5, p= 0.61) de los valores obtenidos de las muestras equivalentes sin tratar (3.8 ± 0.3). Considerando el rango de valores de la relación C:N, los máximos superaron los valores aceptados sin efecto de lípidos y proteínas (<3.5 y > 2.3; Post *et al*., 2007; Kim & Koch, 2012).

Asimismo, los valores medios superaron ligeramente también los valores aceptados sin efecto de lípidos y proteínas mencionados anteriormente (Post *et al.,* 2007; Kim & Koch, 2012), lo que sugiere que el contenido de lípidos en el tejido muscular de *M. henlei* afecta mínimamente los resultados para ambos subconjuntos de muestras (muestras tratadas *vs* muestras no tratados). Aunque no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las muestras tratadas y sus equivalentes sin tratar y los resultados sugieren un efecto mínimo de lípidos y urea, se extrajo los lípidos y la urea de todas las muestras. Además, se decidió realizar la extracción, debido también a que las muestras sin tratar representaban solo el 22.9 % de las muestras totales analizadas (n= 83), por lo que se decidió utilizar los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ generados a partir de la extracción de lípidos y urea realizada en todas las muestras (n= 83 muestras) para tener una mejor resolución en el análisis de datos.

4.4.2. Valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$. Influencia del sexo y la longitud total

Los valores de $\delta^{13}C$ en *M. henlei* oscilaron entre −20.3 y −15.1 ‰, con una media de (± DE) −18.2 ± 0.6 ‰. Asimismo, los valores de $\delta^{15}N$ oscilaron entre 15.4 ‰ y 19.2 ‰ con una media de (± DE) 17.7 ± 0.9 ‰. La relación C:N evidenció un valor medio de (± DE) 3.82 ± 0.17 (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Valores isotópicos ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) de *Mustelus henlei* y sus presas principales en Las Barrancas, Baja California Sur, México.

Categorías	n	Longitud total	$\delta^{13}C$				$\delta^{15}N$			
			Min	Max	Media	DE	Min	Max	Media	DE
Mustelus henlei (total)	83	59-109	−20.3	−15.1	−18.2	0.6	15.4	19.2	17.7	0.9
Mustelus henlei (hembras)	62	59-109	-20.3	−15.1	−18.2	0.5	15.4	19.2	17.7	0.9
Mustelus henlei (machos)	21	64-88	-19.2	-16.2	-18.1	0.5	15.5	19	17.7	0.9
Presas										
Pleuroncodes planipes	4	-	-20.9	-18.2	-19.8	1.3	13.1	16.7	15.3	1.6
Scomber japonicus	7	-	-19.9	-17.9	-18.7	0.8	13.9	19.2	16.9	1.8

Longitud total está expresada en cm, la composición isotópica en ‰, n: tamaño de muestra

Del total de organismos analizados (n= 83), 62 eran hembras y 21 machos. Los valores de $\delta^{13}C$ para las hembras oscilaron entre -20.3 y -15.1 ‰, con una media (± DE) de -18.2 ± 0.6 ‰; mientras que para los machos los valores estuvieron entre -19.2 y -16.2 ‰ con una media (± DE) de -18.1 ± 0.5 ‰. No hubo diferencias significativas entre ambos sexos (W= 1304, p= 0.25; Fig. 4.1).

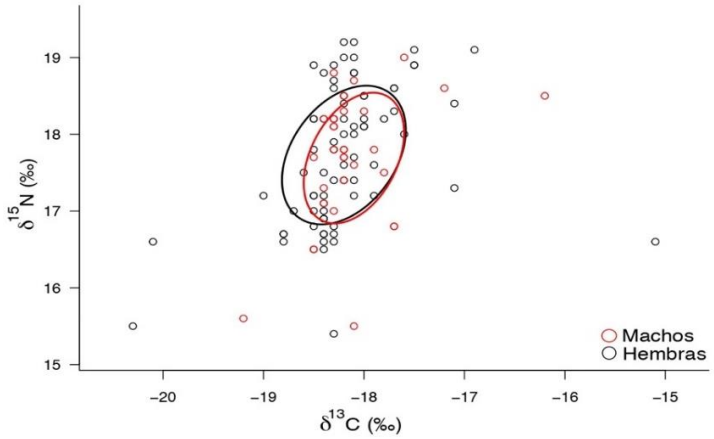


Figura 4.1. Valores de $\delta^{15}N$ y $\delta^{13}C$ por sexo. La elipse roja representa el nicho isotópico para los machos. La elipse negra representa el nicho isotópico de las hembras. La superposición entre los nichos isotópicos de ambos sexos sugiere que comparten recursos.

Los valores de $\delta^{15}N$ para las hembras variaron entre 15.4 y 19.2 ‰, con una media (± DE) de 17.7 ± 0.9 ‰. Los machos presentaron valores entre 15.5 y 19.0 ‰, con una media (± DE) de 17.7 ± 0.9 ‰. No se observaron diferencias significativas entre ambos sexos (W= 1134.5, p= 0.972; Fig. 4.1). Se utilizó el análisis de nicho isotópico SIBER para respaldar estos resultados y cuantificar la similitud de la composición isotópica de *M. henlei* entre sexos; las hembras mostraron un nicho isotópico más amplio (SEAc= 1.65 ‰^{2}), en comparación con el nicho isotópico de los machos (SEAc= 1.27 ‰^{2}), mostrando una superposición parcial, con una superposición matemática estimada de 0.77 y una superposición media bayesiana de 0.67 (Fig. 4.1).

No existió relación entre $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ y el tamaño de *M. henlei* ($\delta^{13}C$, p= 0.62, r^2 = – 0.007 y $\delta^{15}N$, p= 0.94, r^2 = – 0.009; Figura 4.2).

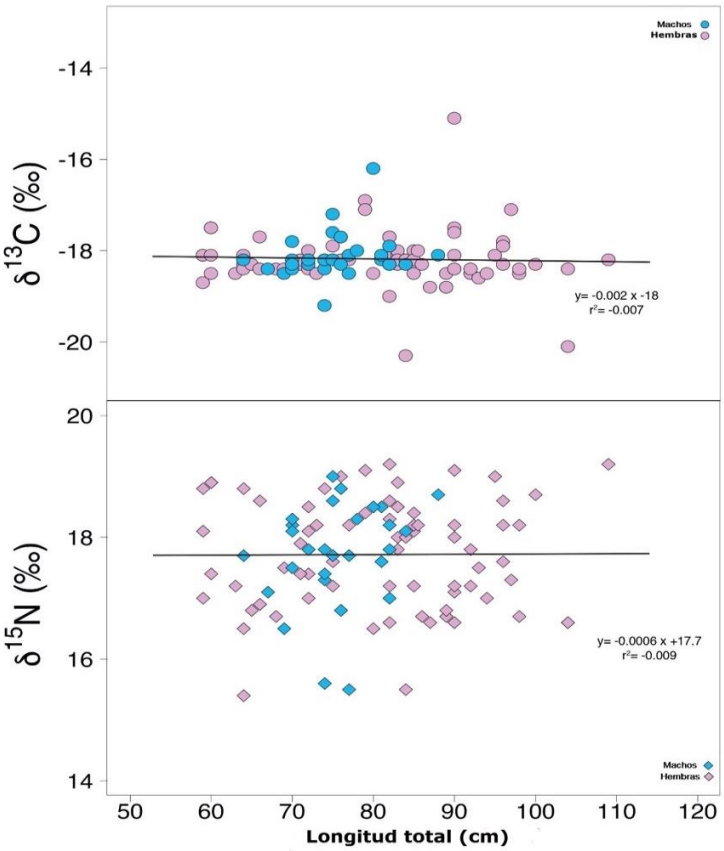


Figura 4.2. Relación de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ con la longitud total de *Mustelus henlei*

4.4.3. Valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en las presas principales de *M. henlei*

Los valores de $\delta^{13}C$ en *P. planipes* presentaron un valor medio (± DE) de -19.8 ± 1.3 ‰, mientras que $\delta^{15}N$ tuvo un valor medio (± DE) 15.3 ± 1.6 ‰. Además, los valores de $\delta^{13}C$ en *S. japonicus* presentaron un valor medio (± DE) de -18.7 ± 0.8 ‰; mientras que el valor medio (± DE) de $\delta^{15}N$ fue 16.9 ± 1.8 ‰ (Tabla 4.1).

4.5. Discusión

Los valores isotópicos obtenidos en el tejido muscular de *M. henlei,* proporcionan evidencias que respaldan que esta especie reside y se alimenta en Las Barrancas (Golfo de Ulloa) durante todo el año y por períodos prolongados (el tejido muscular presenta una ventana de tiempo de varios meses, casi un año; Kim *et al.*, 2012a; Tamburin *et al.*, 2019). Esto se explica por la conexión entre la composición isotópica de *M. henlei* y sus presas en el área de estudio. Además, la existencia de una correspondencia entre los valores de materia orgánica en el Golfo de Ulloa (Sánchez *et al.*, 2013; ^{13}C= -22.1 ± 0.5 ‰) y los valores de $\delta^{13}C$ en el músculo de *M. henlei* (-18.2 ± 0.6 ‰), luego de aplicar el factor de corrección específico (Kim *et al.*, 2012a), propone que estos organismos se están alimentando en la zona, sugiriendo una residencia a largo plazo. Además, los tiburones muestreados presentaron valores de $\delta^{13}C$ bajos y típicos de áreas marinas con baja productividad (zonas oceánicas; Niño-Torres *et al.*, 2006; Graham *et al.*, 2010; Layman *et al.*, 2012).

4.5.1. Valores de $\delta^{13}C$

Los valores de $\delta^{13}C$ del área de estudio están influenciados por la alta abundancia de diatomeas en la comunidad fitoplanctónica (Gaxiola-Castro *et al.*, 2008; Macías-Carballo, 2010). Las diatomeas precipitan y eliminan los carbonatos enriquecidos en ^{13}C del sistema para formar su esqueleto de sílice. De esta forma dejan el ambiente enriquecido de ^{12}C, los cuales resultan más disponibles para otros organismos, generando valores más negativos de $\delta^{13}C$ en la zona de estudio, respecto a otras áreas costeras, no obstante, a su alta productividad que generalmente provoca valores más altos de $\delta^{13}C$ (Fig. 4.3).

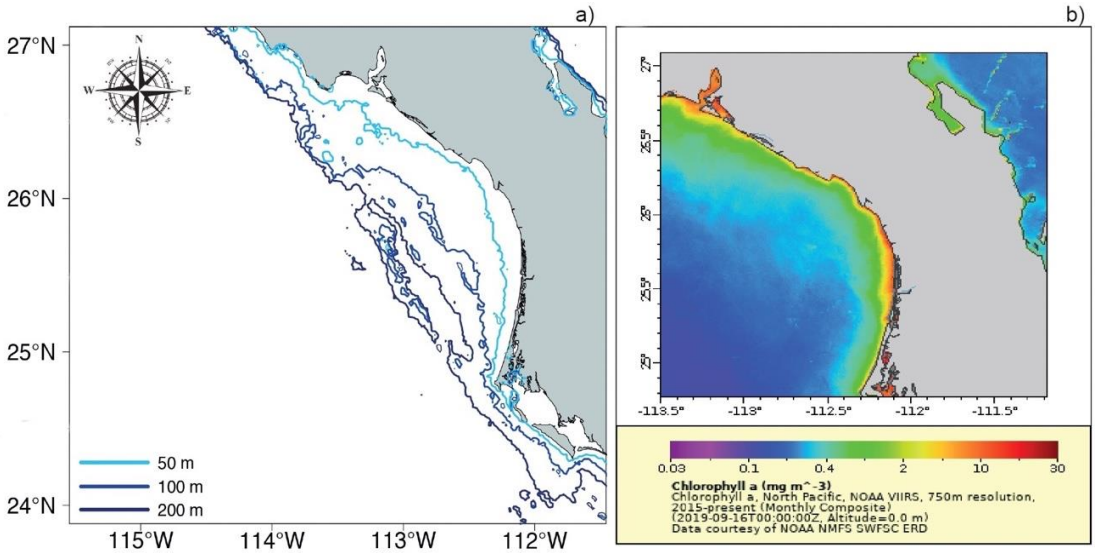


Figura 4.3. Mapa de batimetría (a) y producción primaria (b) en la zona adyacente a Las Barrancas, BCS, México

Los valores empobrecidos de ^{13}C desde la línea base justifican los valores negativos de $\delta^{13}C$ en el tejido muscular de *M. henlei* (Fry & Wainright, 1991), y considerando la tasa de renovación de este tejido, nuestros resultados indican que esta especie permanece alimentándose en la zona durante meses. Los valores medios de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de *M. henlei* fueron similares a los reportados por Méndez-Da-Silveira (2015) en el músculo de esta especie en Punta Lobos, BCS. Este autor afirma que los valores de $\delta^{13}C$ indican que *M. henlei* se alimenta en zonas menos productivas, lo que coincide con lo encontrado en el presente estudio. Asimismo, los valores de $\delta^{13}C$ (−18.2 ± 0.6 ‰) son similares a los reportados por Goñi-Godoy (2017) para Bahía Tortugas, BCS, México (- 18.00 ‰ ± 0.35). Este autor indicó que esta especie de tiburón presenta una dieta más oceánica o de aguas profundas debido a que la plataforma de Bahía Tortugas es estrecha. Sin embargo, en Las Barrancas la plataforma es más amplia en comparación con Bahía Tortugas y aun así se mantienen estos valores oceánicos en *M. henlei*. Esto podría estar relacionado con la colocación

de las redes de enmalle a mayor distancia de la costa y más cerca del borde de la plataforma continental en Las Barrancas, correspondiente a una zona más oceánica.

Los tiburones muestreados en este estudio son organismos adultos, por lo que tienen mayores demandas energéticas en comparación con los individuos pequeños y, en consecuencia, el tamaño del hábitat trófico podría aumentar a medida que crecen (Morrissey & Gruber, 1993; Kim *et al.* 2012; Lowe & Bray, 2006). Esto da como resultado la exploración de nuevas áreas durante la búsqueda de presas, como las zonas oceánicas fuera de la plataforma, donde la disminución de la productividad primaria genera valores negativos de $\delta^{13}C$ (Espinoza *et al.*, 2015; Méndez-Macías *et al.*, 2019; Figura 4.3). Este mayor uso del espacio y el incremento de las necesidades metabólicas debido al tamaño (Morrissey & Gruber, 1993; Lowe & Bray, 2006; Kim *et al.*, 2012) podría generar la necesidad de alimentarse de presas de alto nivel trófico (elevados valores $\delta^{15}N$).

4.5.2. Valores de $\delta^{15}N$

Los altos valores de $\delta^{15}N$ podrían estar relacionados con dos factores que no necesariamente son excluyentes: el tipo de hábitat y la señal basal isotópica, y el consumo de presas de un nivel trófico alto. En el área de estudio, las bajas concentraciones de nitritos y amonio (regiones con afloramientos; Sánchez *et al.*, 2013) inducen procesos de desnitrificación, con reciclaje de nitratos y procesos de enriquecimiento de ^{15}N (Vanderklift & Ponsard, 2003; Graham *et al.*, 2010; Tamburin *et al.*, 2019). Esto justifica los altos valores de la razón isotópica de nitrógeno en el músculo de *M. henlei* y sugiere que esta especie se alimenta de una cadena trófica enriquecida en ^{15}N desde la base durante largos períodos, como se ha reportado en otras especies de tiburones en el Pacífico Oriental (Tamburin *et al.*, 2019). De hecho, los valores de $\delta^{15}N$ en el tejido muscular de *M. henlei* en esta zona son mayores ($\delta^{15}N$ = 17.7 ± 0.9 ‰) que los reportados por Goñi-Godoy (2017) en Bahía Tortugas ($\delta^{15}N$ = 16.00 ‰ ± 0.45) para la misma especie. Asimismo, los valores isotópicos de las presas consideradas en este estudio (macarela *S. japonicus*: $\delta^{15}N$= 16.9 ± 1.8 ‰, $\delta^{13}C$= -18.7 ± 0.8 ‰ y la langotilla *P. planipes*: $\delta^{15}N$= 15.3 ± 1.6 ‰, $\delta^{13}C$= -19.8 ± 1.3 ‰) mostraron

niveles de $\delta^{15}N$ más altos en comparación con las mismas presas de regiones cercanas, como las áreas costeras del sur de BCS (macarela: $\delta^{15}N$= 15.7 ± 0.9 ‰, $\delta^{13}C$ −17.8 ± 0.6 ‰ ; Tamburin *et al.*, 2019 y la langostilla: $\delta^{15}N$= 14.8 ± 1.3, ‰, δ^{13} C = −17.4 ± 0.8 ‰; Polo-Silva *et al.*, 2012) y sus áreas del norte (macarela: $\delta^{15}N$ = 15.1 ± 0.9 ‰ , $\delta^{13}C$ = −17.6 ± 0.6 ‰; Madigan *et al.*, 2018 y la langostilla: $\delta^{15}N$ = 13.17 ± 1.15 ‰, δ^{13} C = −22.05 ± 0.75 ‰; Murillo-Cisneros *et al.*, 2019).

El tiburón *M. henlei* es un depredador epibentónico con una dieta diversa que consiste en decápodos, cefalópodos y pequeños teleósteos (Navia *et al.*, 2007; Espinoza *et al.*, 2012). No obstante, se ha sugerido que en especies del mismo género los adultos presentan una mayor preferencia por los peces (Moreno-Sánchez *et al.*, 2012), probablemente debido al tipo de dentición que presenta cada especie dentro del género. Por lo tanto, a pesar de que los individuos muestreados en este estudio eran adultos, se alimentan principalmente de la langostilla *P. planipes*, que presentó valores de $\delta^{15}N$ (15.3 ± 1.6 ‰), los cuales estuvieron acordes a los valores de *M. henlei*, y lo que confirma los resultados obtenidos de que esta especie se está alimentando en el área de estudio

4.5.3. Composición isotópica de *M. henlei* por sexo y talla

El hecho de que los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de *M. henlei* no presentaran diferencias significativas entre sexo y tamaño es evidencia de que todos los organismos se alimentan en la misma zona, sin segregación sexual, contrario a lo reportado por otros autores (Love, 1996; Ebert, 2003; Love, 2011; Sánchez-Cota, 2016; Rodríguez-Romero *et al.*, 2013). Estos resultados están respaldados por los nichos isotópicos generados por SIBER, los cuales muestran el grado de superposición isotópica entre hembras y machos (superposición media bayesiana de 0.67; Fig. 4.2), lo que indica superposición de recursos, similitud en la dieta y uso del hábitat. Sin embargo, Espinoza *et al.* (2015) en Costa Rica sugirió que hembras y machos de *M. henlei* se alimentaban de diferentes fuentes de ^{13}C, lo que está parcialmente respaldado por nuestros resultados; ya que las hembras de *M. henlei* mostraron un nicho isotópico más amplio que los machos. Esto probablemente se deba

a la gama más amplia de valores de $\delta^{13}C$ que se encuentran en los tejidos musculares de las hembras, lo que sugiere que estos individuos tienen un uso más amplio del hábitat, lo que podría estar relacionado también con el tamaño más grande que comúnmente muestran las hembras en la mayoría de las especies de tiburones (Pérez-Jiménez & Sosa-Nishizaki, 2008; Soto-López *et al.*, 2018), que permiten un mayor grado de exploración espacial y expansión del hábitat (Heupel & Hueter, 2001; Lowe *et al.*, 1996; Espinoza *et al.*, 2015). Sin embargo, estas diferencias en el uso del hábitat entre sexos reportadas por Espinoza *et al.* (2015), no se reflejaron en los valores de $\delta^{15}N$ encontrados en este estudio, lo que significa que esta especie podría estar alimentándose de presas similares disponibles en toda su distribución de profundidad.

Considerando el tamaño de los tiburones analizados, es importante mencionar que en el presente estudio solo se capturaron organismos adultos, probablemente debido a los artes de pesca (redes de enmalle) utilizados, los cuales tenían un tamaño de malla grande para los organismos de mayor tamaño debido a su importancia comercial. Esto sugirió que esta zona es importante para las etapas adultas, lo que resulta crucial para la conservación de las poblaciones de *M. henlei*, ya que tiene importantes consecuencias para las estrategias de manejo.

Comúnmente en los elasmobranquios, el uso de ciertas zonas de alimentación y el consumo de presas están relacionados con el tamaño y la etapa de madurez (Morrissey & Gruber, 1993; Lowe *et al.*, 1996; Lowe & Bray, 2006; Lucifora *et al.*, 2008; Kim *et al.*, 2012). Sin embargo, el área de estudio presentó una alta disponibilidad de presas, probablemente debido a eventos de surgencia y la alta productividad primaria en el área (González-Rodríguez, 2008; Dale *et al.*, 2011, Tilley *et al.*, 2013; Fig. 4.3). Como consecuencia, los tiburones en este estudio podrían ser menos selectivos para una zona o presa en particular, alimentándose de manera oportunista de los organismos más abundantes y disponibles en el área, lo que conlleva una superposición de recursos entre sexos (Espinoza *et al.*, 2015; Méndez -DaSilveira, 2015; Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020a).

4.6. Conclusiones

El tiburón mamón *M. henlei* habita y se alimenta en el área de Las Barrancas, BCS, México. La similitud entre los valores de isótopos entre machos y hembras sugiere que ambos sexos comparten los recursos de alimentación y hábitat, sin segregación sexual. El hecho de que no exista una relación entre el tamaño y los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ probablemente se deba a que todos los tiburones eran adultos, así como a la alta disponibilidad de presas debido a los eventos de surgencias en el área. Dado que esta especie constituye uno de los principales recursos en las pesquerías de la costa oeste de BCS (Ramírez Amaro *et al.*, 2013) y que los individuos adultos son particularmente apreciados en los mercados pesqueros locales, los resultados obtenidos, particularmente la residencia en el área de estudio y la preferencia mostrada por las zonas oceánicas, son importantes para establecer planes de control y manejo de esta especie en el Pacífico Oriental.

CAPÍTULO 5. Biomagnificación de cadmio, mercurio y selenio en el cazón mamón *Mustelus henlei* dentro de una red trófica en la costa occidental de Baja California Sur, México

5.1. Resumen

Los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ fueron utilizados para explorar la estructura trófica y evaluar la biomagnificación de Cd, Hg y Se en una trama trófica compuesta por 18 taxa, el zooplancton como representante de los consumidores primarios, crustáceos, moluscos, peces y el tiburón *M. henlei*; especie más abundante en las pesquerías con redes de enmalle en el Pacífico mexicano. Los valores medios de $\delta^{15}N$ variaron de 13.14 ‰ en el zooplancton a 19.03 ± 0.66 ‰ en la familia Muraenidae, valor superior al obtenido en *M. henlei* (17.85 ± 0.83 ‰). El $\delta^{13}C$ mostró una variación de -20.02 ‰ en el zooplancton a -14.06 ‰ en *Thaisella kiosquiformis,* mientras que *M. henlei* presentó valores de -18.16 ± 0.42 ‰. Las concentraciones de Cd, Hg y Se, de manera general fueron bajas en la mayoría de los organismos, a excepción de los moluscos que presentaron elevadas concentraciones de Cd. Los factores de biomagnificación de la red trófica mostraron una biodilución de Cd (FMT= 0.2) y una biomagnificación de Hg y el Se, FMT= 3.34 y FMT= 1.45, respectivamente. Sin embargo, las concentraciones de Se no aumentaron de manera uniforme de los niveles tróficos inferiores a los superiores, ya que el zooplancton presentó los valores más altos. Este estudio proporciona conocimiento básico de la dinámica de la biodilución/biomagnificación y las vías de transferencia de Cd, Hg y Se en este ecosistema para las múltiples especies que interactúan.

Palabras claves: biodilución, biomagnificación, elementos traza, trama trófica, transferencia trófica

5.2. Introducción

En los ecosistemas, los organismos interactúan a través de complejas relaciones tróficas que implican el flujo de energía y nutrientes entre los niveles tróficos (Lemos *et al.*, 2012). En este contexto, el análisis de isótopos estables de carbono

($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) se han utilizado para evaluar la estructura trófica y el flujo de energía a través de comunidades (Cabana & Rasmussen, 1996; Peterson & Fry, 1987). El $\delta^{15}N$ permite evaluar el nivel trófico de los organismos, mientras que el $\delta^{13}C$ los sitios de alimentación (p.e costero vs oceánico, Hobson *et al.*, 1995, Vaudo & Heithaus, 2011).

El cadmio (Cd) y mercurio (Hg), similar a otros contaminantes persistentes son transferidos de un nivel trófico a otro y se biomagnifican en las tramas alimentarias alcanzando altas concentraciones en organismos de niveles tróficos superiores (Cabana & Rasmussen, 1994; Wiener *et al.*, 2003). Asimismo, ocurre con el selenio (Se), que, a pesar de ser un elemento esencial para el metabolismo, también puede llegar a ser tóxico en los organismos. Debido al hecho que la biomagnificación depende de la estructura y complejidad de la red trófica (Wang, 2002), el análisis de isótopos estables permite una mejor comprensión de la transferencia de estos elementos en tramas tróficas marinas y en depredadores como los tiburones (Fisk *et al.*, 2002; Domi *et al.*, 2005; Newman *et al.*, 2011).

El Pacífico mexicano sustenta una serie de especies de tiburones comercialmente importantes, tal es el caso del cazón mamón *Mustelus henlei,* que constituye una de las especies más abundantes en las pesquerías con redes de enmalle en la región (Ramírez-Amaro *et al.*, 2013). *M. henlei* se alimenta principalmente de crustáceos y peces (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020a) y se encuentra en los niveles intermedios de las tramas tróficas marinas, actuando como mesodepredador, regulando la dinámica comunitaria desde el tope de la red trófica hacia los niveles más bajos (Bulman *et al.*, 2002, Hallett & Daley, 2011).

A pesar de la importancia de *M. henlei* en el ecosistema, el conocimiento de las vías de bioacumulación y biomagnificación de metales potencialmente tóxicos como el Cd y Hg y oligoelementos como el Se en redes alimentarias que contengan a *M. henlei* es limitado. Por lo anterior, esta investigación, explora los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en una trama trófica desde el zooplancton hasta el depredador *M. henlei,* así como su relación con la biodilución y/o biomagnificación de Cd, Hg y Se.

5.3. Materiales y Métodos

5.3.1. Recolecta de muestras

Las muestras fueron recolectadas en 2018, en un área cercana a la localidad Las Barrancas (25° 59' 52'' N; 112° 11' 42'' W), comprendida dentro del Golfo de Ulloa, ubicado en la costa occidental de Baja California Sur, México. Se colectaron los organismos más abundantes y comúnmente capturados en el área de estudio por los pescadores locales: peces (*Eucinostomus currani*, n= 1; *Anisotremus interruptus* n= 1; *Hippoglossina bollmani*, n= 1; *Caulolatilus affinis*, n= 1; *Umbrina analis*, n= 6; *Anisotremus davidsonii*, n= 4; *Muraenidae*, n= 4; *Cheilotrema saturnum*, n= 4) crustáceos (Xanthidae, n= 1; Penaeidae, n= 1; *Platymera gaudichaudii,* n= 3) moluscos (Buccinidae, n= 1; *Thaisella kiosquiformis*, n= 1; *Leukoma sugillata*, n= 1). Las muestras de zooplancton fueron obtenidas a partir de muestreos en la superficie durante 10-15 min a 1.5–2 nudos utilizando una red de plancton convencional (malla de 60 µm, 60 cm diámetro de boca y 2 m de longitud). Este muestreo se realizó cuatro veces en abril de 2018. Estas fueron colocadas en botellas de plástico de 1/2 litro y todas las muestras se almacenaron en bolsas de plástico, se congelaron y fueron transportadas al Laboratorio de Ecología de Peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México) y almacenados a −20° C. Se determinaron las concentraciones de Cd, Hg y Se a estos organismos, así como también la composición isotópica de C y N ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$).

Las presas más importantes en la dieta de *M. henlei*, así como las concentraciones de Cd en el músculo e hígado de esta especie y en sus presas principales (*Pleuroncodes planipes,* n= 4 y *Scomber japonicus,* n= 7), fueron evaluados por Pantoja-Echevarría *et al.* (2020a). Las concentraciones de Hg y Se fueron evaluadas en el capítulo 3, mientras que los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en esta especie fueron evaluados por Pantoja-Echevarría *et al.* (2020b).

5.3.2. Análisis de las concentraciones de Cd, Hg y Se y la composición isotópica de C y N

5.3.2.1. Preparación y homogenización de las muestras

Para la determinación de las concentraciones de Cd, Hg y Se y los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en la trama trófica se tomaron muestras del músculo de cada especie. En el caso de los peces se tomó una muestra de aproximadamente 20 g, mientras que de los pequeños invertebrados se utilizó 10 g de tejido blando. Todas las muestras fueron almacenadas a −20° C en recipientes de plástico previamente lavados con ácido (HCl y HNO_3). Posteriormente fueron liofilizadas (Telstar LyoQuest) durante 24-48 h (Cyr *et al.*, 2017) y homogeneizadas en un mortero de ágata, el cual fue lavado entre muestras con HCl al 10 % y agua desionizada. Las muestras se pesaron antes y después de la liofilización para calcular el porcentaje de agua en cada tejido y almacenadas en una estufa. Por último, se realizó el método de cuarteo con el objetivo de homogenizar las muestras para luego pasar al proceso de digestión y al análisis de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$.

5.3.2.2. Determinación de las concentraciones de Cd, Hg y Se

Las concentraciones de Cd, Hg y Se se determinaron en el Laboratorio de Análisis y Monitoreo Ambiental del Centro Interdisciplinario de Investigaciones del Medio Ambiente y Desarrollo (CIIEMAD-IPN), en la Ciudad de México. Para la digestión se tomó una submuestra de aproximadamente 0.5 g de cada muestra pulverizada y se colocaron en vasos de precipitado de 100 ml.

A cada submuestra se le añadió 1 ml de HNO_3, 3 ml de HCl y 10 ml de H_2O_2 y se dejaron digerir por un día. Posteriormente se colocaron en parrillas a temperatura controlada sin llegar al punto de ebullición, hasta lograr la completa digestión y eliminación de vapores nitrosos, sin permitir que se evaporara por completo la muestra. Las concentraciones de Cd, Hg y Se fueron obtenidas mediante un espectrofotómetro de absorción atómica equipado para flama para determinar las concentraciones de Cd y con generador de hidruros para Hg y Se (Perkin Elmer Model AAnalyst 100; Portman, 1976; EPA, 2000). Se utilizaron blancos y materiales de referencia (DORM-4) en cada

lote de diez muestras. Los porcentajes de recuperación de los estándares de referencia fueron de 108.7 % para el Cd, 106.6 % para el Hg y de 105.6 % para el Se.

5.3.2.3. Determinación de los valores isotópicos de C y N

Los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ fueron analizados en el Instituto Andaluz de Ciencia de la Tierra IACT (CSIC-UGR), Granada, España. A partir del tejido pulverizado obtenido, se pesaron ~0.6 mg empleando una balanza analítica Gram VXI-60/220 con una precisión de ± 0.01 mg sobre cápsulas de estaño de 3.2 x 4.0 mm.

Los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ se determinaron en un espectrómetro de masas de razones isotópicas TermoQuest Delta Plus XL acoplado a un analizador elemental Carlo Erba NA 1500 series 2 con un error de 0.1‰ DELTA plus XL de razones isotópicas con error menor a 0.1. Las relaciones de isótopos estables de la muestra y los estándares se mostraron con la notación δ y se expresaron como parte por mil (‰) en relación con los estándares y se calcularon utilizando la siguiente fórmula (Fry, 2006):

$$\delta^{15}N \text{ o } \delta^{13}C = [(R_{muestra}/R_{estándar}) - 1] * 1000 \ (‰)$$

Los estándares utilizados fueron N atmosférico para ^{15}N y Pee Dee Belemnite para ^{13}C. Los datos de isótopos estables se informan como media ± DE.

Se determinaron los niveles tróficos (NT) de *M. henlei*, sus presas principales y el resto de los organismos que forman parte de la trama trófica, en relación con la línea base $\delta^{15}N$ (suponiendo que el zooplancton muestreado ocupa un NT= 2) a partir de la siguiente fórmula:

$$NT_{consumidor} = (\delta^{15}N_{consumidor} - \delta^{15}N_{línea\ base})/3.4 + 2$$

Donde $\delta^{15}N_{consumidor}$ es el promedio del valor de $\delta^{15}N$ del depredador; $\delta^{15}N_{línea\ base}$ es el promedio del valor de $\delta^{15}N$ del NT= 2, que en este caso fue representado por el zooplancton muestreado. Se tomó como 3.4 ‰ como el fraccionamiento medio de $\delta^{15}N$ entre dos posiciones tróficas o un aumento en 1.0 NT (Minagawa & Wada 1984; Post, 2002).

5.3.3. Factores de Biomagnificación

Para determinar la biomagnificación de Cd, Hg y Se se utilizaron la concentraciones de estos elementos y los valores isotópicos de todos lo organismos que conforman la trama trófica (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020 a y b, datos no publicados) Se calcularon dos tipos de factores de biomagnificación; el factor de biomagnificación ajustado con el nivel trófico (FBM_{NT}), que describen la relación entre la concentración de Cd, Hg o Se en el depredador (numerador) y la presa (denominador); normalizado a la posición trófica (Gobas *et al.*, 2009)

$$FBM_{NT} = ([\text{elemento traza}]_{depredador}/[\text{elemento traza}]_{presa})/(NT_{depredador}/NT_{presa})$$

Además, se realizó una regresión lineal simple, que describe la relación entre el $\log_{10}$[elemento traza] y el NT para evaluar cuantitativamente la biomagnificación/biodilución de Cd, Hg y Se en la trama trófica (Factor de Biomagnificación Trófica, FMT). Los FMT se calculan a partir del antilogaritmo de la pendiente de la regresión con base 10 (Borga *et al.*, 2011; Fisk *et al.*, 2001). Si los valores son estadísticamente mayores que 1.0, indica un aumento significativo de la concentración del contaminante en la red trófica (FMT) o de depredador a presa (FBM_{NT}); mientras que los valores estadísticamente menores que 1.0 representan biodilución, lo que sugiere eliminación activa o transferencia trófica interrumpida (Dehn *et al.*, 2006).

Los valores no diferentes de 1.0 se consideran no concluyentes, las concentraciones de un determinado elemento no cambian de presa a depredador. Para determinar la existencia de diferencias significativas con respecto a 1.0 se empleó el método de Montecarlo (Metripolis & Ulam, 1949). Se utilizaron 10 000 remuestreos aleatorios con reemplazamiento de los datos originales y se calcularon los límites de confianza (LC) por *Boostrap*.

5.4. Resultados

5.4.1. Estructura de la trama trófica

Los valores medios de $\delta^{15}N$ en todas las especies que conforman la trama trófica variaron de 13.14 ‰ en el zooplancton a 19.03 ± 0.66 ‰ en los peces de la

familia Muraenidae. En general, los peces presentaron los valores más altos de $\delta^{15}N$ que los invertebrados. La media más baja de $\delta^{15}N$ en invertebrados fue 14.22 ‰ en la familia Penaeidae y la más alta 16.15 ± 1.93 ‰ en *P. gaudichaudii.* Los valores más bajos de $\delta^{15}N$ en los peces fueron de 16.87 ± 1.76 ‰ en *S. japonicus*; mientras que *M. henlei* presentó valores medios de 17.85 ± 0.83 ‰ (Tabla 5.1, Fig. 5.1).

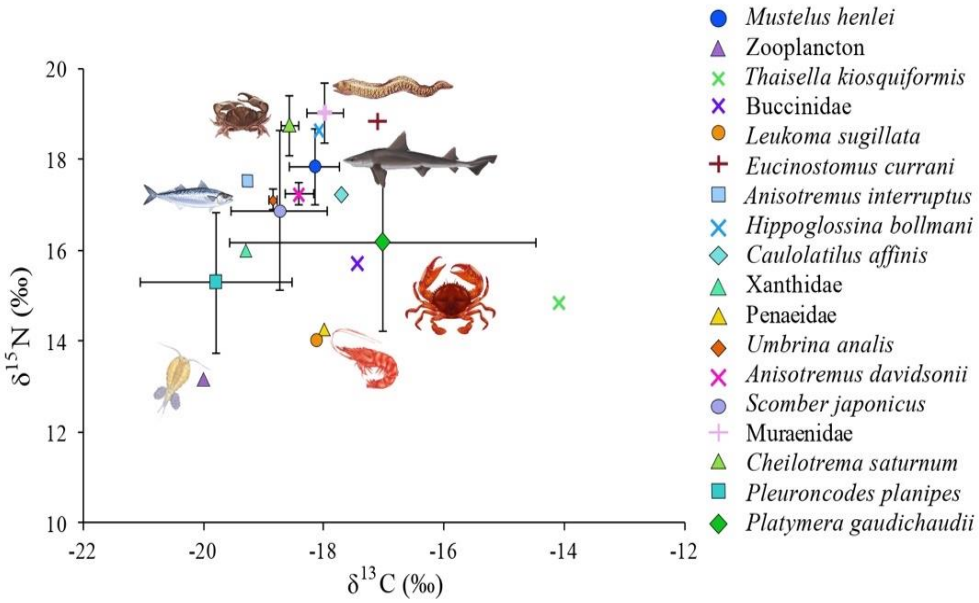


Figura 5.1. Relación entre los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en una trama trófica que tiene como base el zooplancton y como el depredador a *M. henlei*, en Las Barrancas, BCS, México.

Los valores medios de $\delta^{13}C$ oscilaron entre -20.02 ‰ en el zooplancton y -14.06 ‰ en *T. kiosquiformis*. El valor medio más bajo de $\delta^{13}C$ en invertebrados fue de -19.79 ± 1.55 ‰ en *P. planipes*. El $\delta^{13}C$ en los peces varió de -19.28 ‰ en *A. interruptus* a -17.1 ‰ en *E. currani*. *M. henlei* mostró un valor de -18.16 ± 0.42 ‰, el cual fue inferior al obtenido en algunos peces e invertebrados (Tabla 5.1, Fig. 5.1).

Tabla 5.1. Media ± desviación estándar de las concentraciones de $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, nivel trófico (NT) y las concentraciones de Cd, Hg y Se en una trama trófica que tiene como base el zooplancton y como depredador a *M. henlei*, en la localidad de Las Barrancas, BCS.

Taxa	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$	NT	[Cd] (ph)	[THg] (ph)	[Se] (ps)
Zooplancton	-20.02 (1)	13.14 (1)	2	0.064 (1)	0.0039 (1)	0.48 (1)
Buccinidae	-17.44 (1)	15.62 (1)	2.73	11.65 (1)	ND	0.27 (1)
Thaisella kiosquiformis	-14.06 (1)	14.86 (1)	2.51	3.82 (1)	0.004 (1)	0.081 (1)
Leukoma sugillata	-18.05 (1)	14.06 (1)	2.27	1.03 (1)	ND	0.042 (1)
Xanthidae	-19.28 (1)	15.96 (1)	2.83	0.8 (1)	ND	0.001 (1)
Penaeidae	-18.01 (1)	14.22 (1)	2.32	0.11 (1)	ND	0.06 (1)
Pleuroncodes planipes	-19.79 ± 1.55 (4)	15.29 ± 1.55 (4)	2.63 ± 1.67	0.89 ± 0.48 (4)	0.0046 ± 0.0012 (4)	0.097 ± 0.094 (4)
Platymera gaudichaudii	-17.01 ± 1.93 (3)	16.15 ± 1.93 (3)	2.89 ± 0.57	0.58 ± 0.44 (3)	0.0027 ± 0.0012 (3)	0.21 ± 0.14 (3)
Eucinostomus currani	-17.1 (1)	18.85 (1)	3.68	0.099 (1)	0.0068 (1)	0.32 (1)
Anisotremus interruptus	-19.28 (1)	17.56 (1)	3.3	0.16 (1)	0.027 (1)	0.12 (1)
Hippoglossina bollmani	-18.03 (1)	18.68 (1)	3.63	0.069 (1)	0.0028 (1)	0.15 (1)
Caulolatilus affinis	-17.75 (1)	17.26 (1)	3.21	0.011 (1)	0.00013 (1)	0.44 (1)
Umbrina analis	-18.85 ± 0.22 (5)	17.12 ± 0.22 (5)	3.16 ± 0.49	0.023 ± 0.003 (5)	0.0097 ± 0.0045 (5)	0.26 ± 0.017 (5)
Anisotremus davidsonii	-18.41 ± 0.24 (4)	17.23 ± 0.24 (4)	3.20 ± 0.07	0.013 ± 0.0077 (4)	0.0089 ± 0.0059 (4)	0.29 ± 0.15 (4)
Scomber japonicus	-18.74 ± 1.76 (7)	16.87 ± 1.76 (7)	3.1 ± 0.52	0.21 ± 0.022 (7)	0.00096 ± 0.0013 (7)	0.31 ± 0.3 (7)
Muraenidae	-17.98 ± 0.67 (4)	19.03 ± 0.66 (4)	3.73 ± 0.2	0.24 ± 0.033 (4)	0.051 ± 0.029 (4)	0.12 ± 0.096 (4)
Cheilotrema saturnum	-18.57 ± 0.66 (4)	18.74 ± 0.66 (4)	3.65 ± 0.19	0.041 ±0.012 (4)	0.011 ± 0.0041 (4)	0.21 ± 0.14 (4)
Mustelus henlei	-18.16 ± 0.42 (80)	17.85 ± 0.83 (80)	3.38 ± 0.25	0.038 ± 0.038 (83)	0.017 ± 0.015 (87)	0.17 ± 0.1 (87)

Concentración de Cd, Hg y Se está expresada en µg g^{-1}, la composición isotópica en ‰. Algunos datos también reportados en Pantoja-Echevarría et al. (2020 a y b, datos no publicados). El número de muestra aparece entre paréntesis; ph: peso húmedo, ps: peso seco).

5.4.2. Concentración de Cd, Hg y Se

Las concentraciones de Cd (peso húmedo) oscilaron entre 0.011 µg g^{-1} en *C. affinis* y 11.65 µg g^{-1} en la familia Buccinidae. En general, los peces presentaron valores más bajos que los invertebrados a excepción de *S. japonicus* (0.21 ± 0.022 µg g^{-1}) y la familia Muraenidae (0.24 ± 0.033 µg g^{-1}) con respecto a la familia Penaeidae (0.11 µg g^{-1}). *M. henlei* mostró un valor medio de concentración de Cd de 0.038 ± 0.038 µg g^{-1}, similar a la de los peces que conforman la trama trófica (Tabla 5.1).

Los valores medios de la concentración de Hg (peso húmedo) oscilaron entre 0.00096 ± 0.0013 µg g^{-1} en *S. japonicus* y 0.051 ± 0.029 µg g^{-1} en la familia Muraenidae. De los invertebrados analizados, las concentraciones de Hg en Buccinidae, *L. sugillata*,

Xanthidae y Penaeidae estuvieron por debajo de los límites de detección. Los peces, *M. henlei* y los demás invertebrados presentaron concentraciones similares de este elemento (Tabla 5.1).

Los valores medios de las concentraciones de Se (peso seco) presentaron mínimos de 0.001 µg g^{-1} en la familia Xanthidae y máximos de 0.48 µg g^{-1} en el zooplancton. En general los peces mostraron concentraciones más altas que los invertebrados, a excepción de la familia Buccinidae (0.27 µg g^{-1}) y *P. gaudichaudii* (0.21 ± 0.14 µg g^{-1}), con concentraciones similares a la de los peces y a *M. henlei* (0.17 ± 0.1 µg g^{-1}, Tabla 5.1).

5.4.3. Biomagnificación

El FBM_{NT} mostró variaciones según los diferentes escenarios presa-depredador (*P. planipes-M. henlei* y *S. japonicus-M. henlei*) y el elemento analizado (Tabla 5.2). El Cd no mostró biomagnificación en ninguno de los escenarios, siendo el valor más bajo el reportado para *P. planipes-M. henlei* (FBM_{NT}= 0.035). El Hg mostró en ambos escenarios valores superiores a 1, lo que evidenció biomagnificación, siendo el valor más alto el observado en *S. japonicus-M. henlei* (FBM_{NT}= 16.2), mientras que para el Se solo existió biomagnificación de *P. planipes* con respecto a *M. henlei* (FBM_{NT}= 1.36).

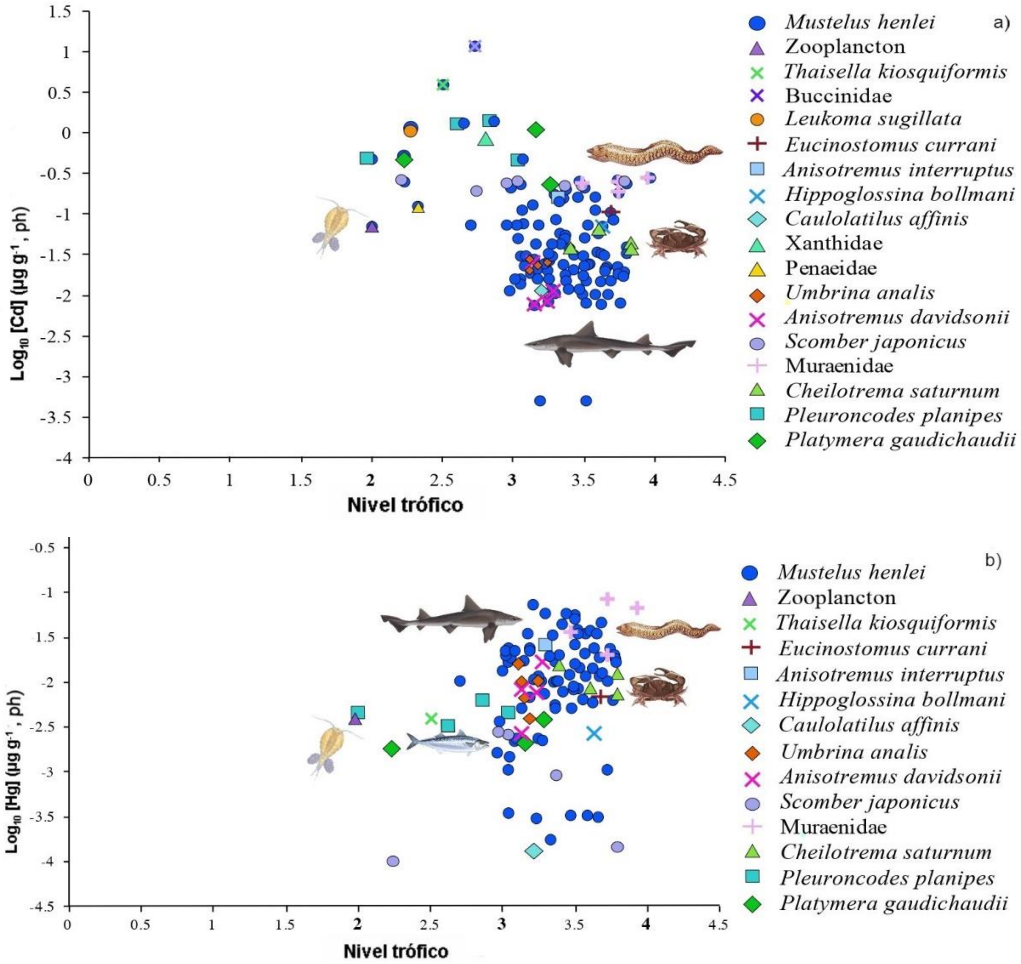
Tabla 5.2. Factores de biomagnificación normalizado a nivel trófico (FBM_{NT}) de [Cd], [Hg] y [Se] en una trama trófica que tiene como base el zooplancton y como depredador tope a *M. henlei*, en la localidad de Las Barrancas, BCS.

	FBM_{NT} Cd	FBM_{NT} Hg	FBM_{NT} Se
P. planipes-M. henei	0.035	2.88	1.36
S. japonicus-M. henlei	0.17	16.2	0.50

El FBT mostró una variación según el elemento analizado, en el caso del Cd existió una biodilución en la trama trófica (FBT= 0.2, intervalos de confianza de 0.14-0.28), existiendo diferencias significativas con respecto a 1 (p= 0, Fig. 5.2a). Para caso del Hg, existió biomagnificación en la trama trófica (FBT= 3.4, intervalos de confianza

de 1.61-6.1) con una probabilidad de p=0.0004 de que los valores sean inferiores a 1.0 (Fig. 5.2b). Para determinar el FBT de este elemento no se tuvieron en cuenta a la familia Buccinidae, Xanthidae y Penaeidae y las especies *L. sugillata* y *S. japonicus* debido a que las concentraciones de Hg estuvieron por debajo de los límites de detección.

El Se presentó biomagnificación en la trama trófica (FBT= 1.45, intervalos de confianza de 0.96-2.03) existiendo una probabilidad de p=0.039 de que los valores sean inferiores a 1.0 (Fig. 5.2c). Lo anterior sugirió que que la dieta constituye la principal vía de exposición de Hg y Se para peces e invertebrados.



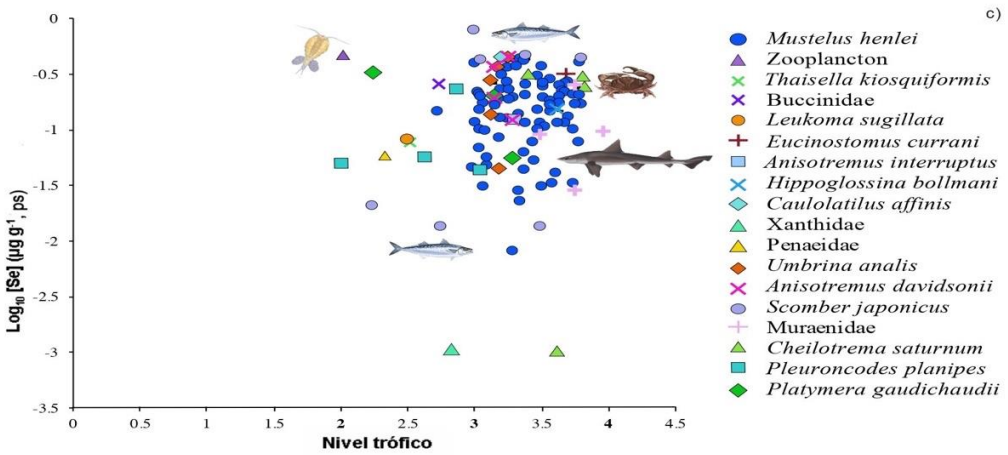


Figura 5.2. Relación entre $\log_{10}$ [Cd]a, [Hg]b y [Se]c y el nivel trófico en una trama trófica que tiene como base el zooplancton y como depredador a *M. henlei*, en la localidad de Las Barrancas, BCS; ph: peso húmedo, ps: peso seco.

5.5. Discusión

El análisis de la transferencia trófica de elementos traza en tramas alimentarias marinas permite comprender la biodisponibilidad, bioacumulación y biomagnificación de estos elementos en los ecosistemas (Campbell *et al.,* 2005; Pethybridge *et al.*, 2012; Murillo Cisneros *et al.*, 2019). Estos estudios son importantes debido a que se analizan especies que tienen un rol ecológico importante, tal es el caso de *M. henlei*, que por su condición de mesodepredador actúa regulando desde el tope de la red trófica hacia los niveles inferiores en la dinámica comunitaria (Bulman *et al.*, 2002, Hallett & Daley, 2011).

5.5.1. Estructura trófica

La trama trófica analizada estuvo compuesta por 18 taxa; el zooplancton como representante de los consumidores primarios, crustáceos, moluscos, peces y el tiburón *M. henlei*. De manera general, el $\delta^{15}N$ aumentó de los consumidores primarios (zooplancton) hasta lo depredadores. Asimismo, el $\delta^{13}C$ aumentó con el aumento de $\delta^{15}N$. Este patrón ha sido observado en otras redes tróficas (Fig. 5.1; Campbell *et al.*, 2005; Dehn *et al.*, 2006; Murillo-Cisneros *et al.*, 2019).

Los valores de $\delta^{13}C$ en el zooplancton (-20.02 ‰) fueron similares a los obtenidos por Murillo-Cisneros *et. al*. (2019) en Bahía Tortugas, BCS (−20.21 ± 0.18 ‰). Contrariamente, los valores de $\delta^{15}N$ mostraron una diferencia de casi 3 ‰ (13.14 ‰ *vs* 10.54 ± 0.51). Este aumento en el $\delta^{15}N$ en la zona de estudio puede deberse a las bajas concentraciones de nitritos y amonio (regiones de alto flujo ascendente; Sánchez *et al.*, 2013), lo que provoca procesos de desnitrificación, con reciclaje de nitratos (Vanderklift & Ponsard, 2003; Graham *et al.,* 2010; Tamburin *et al.,* 2019), dando como resultado una señal $\delta^{15}N$ alta desde la base.

Los elevados valores de $\delta^{13}C$ en *T. kiosquiformis* (-14.06 ‰), se deben probablemente a que este organismo habita en una zona costera (intermareal). Asimismo, la langostilla *P. planipes* (-19.79 ± 1.55 ‰) mostró los valores más bajos, probablemente relacionado a la dispersión de la fase pelágica desde las zonas costeras a las oceánicas (Boyd, 1967; Longhurst & Siebert, 1971; Aurioles-Gamboa, 1992).

En el caso de $\delta^{15}N$, *L. sugillata* tuvo los valores más bajos (14.06 ‰), debido probablemente a que son organismos filtradores, y su dieta está constituida fundamentalmente por diatomeas. La familia Muraenidae presentó los valores más altos (19.03 ± 0.66 ‰), superiores a los obtenidos en *M. henlei* (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020b) debido probablemente a que son organismos carroñeros, por lo que su dieta puede estar constituida por especies de niveles tróficos altos, además este grupo es principalmente piscívoro a diferencia de *M. henlei* que se alimenta principalmente de crustáceos. Los valores de $\delta^{15}N$ y $\delta^{13}C$ en *M. henlei* indicaron que esta especie corresponde a niveles tróficos intermedios y habita en ambientes oceánicos (Pantoja-Echevarría *et al.*, 2020b).

5.5.2. Biodilución y Biomagnificación

Los elementos traza pueden biodiluirse o bimagnificarse en las tramas tróficas marinas. La biodilución se puede definir como una disminución en la concentración de un elemento con un nivel trófico creciente; mientras que la biomagnificación se define

como el incremento de la concentración de un contaminante a través de la trama trófica (Campbell *et al*., 2005).

5.5.3. Biodilución de Cd

Se observó una biodilución de Cd de la presa al depredador (*P. planipes-M. henlei* y *S. japonicus-M. henlei*). Asimismo, este elemento se biodiluyó a través de la red trófica marina, desde el zooplancton hasta *M. henlei*. De ahí a que se obtuviera una pendiente negativa (media -0.7, p= 0), como resultado de la regresión lineal entre el $\log_{10}$[Cd] y el NT (Fig. 5.2a) y por tanto un FBT inferior a 1 (0.2). Estos resultados coinciden con lo obtenido por Campbell *et al.* (2005), quienes plantean que, si bien el Cd tiene una vida media prolongada en los organismos, este se almacena preferentemente en el hígado (Friberg *et al.,* 1979). Esta puede ser la causa de que no exista bimagnificación de este elemento en el músculo. Pantoja-Echevarría *et al.* (2020a) realizaron un estudio en *M. henlei,* donde observaron una biomagnificación de Cd de las presas al depredador (*P. planipes-M. henlei* FBM= 1.08; *S. japonicus-M. henlei,* FBM= 4.57); sin embargo, la biomagnificación fue analizada en el hígado.

Por su parte, en la trama trófica analizada las concentraciones más altas de Cd las presentaron los moluscos, seguido de los crustáceos. Estos organismos son reconocidos por bioacumular niveles altos de Cd, particularmente los bivalvos, gastrópodos y cefalópodos (Bryan, 1984). Esto se debe a que el Cd compite por los sitios de unión con el calcio, uniéndose a la calmodulina (Capó, 2007; Ramírez, 2002; Klaasen *et al*., 2009; WHO, 1992).

La familia Buccinidae (11.65 ug g^{-1}) mostró las concentraciones más altas de Cd, lo que coincide con lo obtenido por Hamed & Emara (2006) en el Golfo de Suez, Egipto; donde las concentraciones de este elemento en el gasterópodo *Patella caerulea* fueron elevadas en comparación con otras especies analizadas en la zona. Asimismo, Widmeyer & Bendell-Young (2008) desarrollaron un estudio en Columbia Británica, Canada, donde obtuvieron elevadas concentraciones de Cd en la especie *Crassostrea gigas* demostrando que los moluscos tienden a bioacumular este elemento. En el caso de los crustáceos la langostilla *P. planipes* presentó los valores

más altos (0.89 ± 0.48 ug g^{-1}; Pantoja-Echevarría, *et al.,* 2020a), con concentraciones superiores a las encontradas en esta misma especie en Bahía Tortugas, BCS (0.44 ug g^{-1}; Lara *et al.*, 2020). Los valores más altos en la zona de estudio se deben a que esta área se caracteriza por poseer depósitos de fosfato natural a lo largo de la costa (D'Anglejan, 1967; González-Soto, 2017), los cuales son la principal fuente natural de Cd. De ahí a que en esta zona se observen elevadas concentraciones de Cd en los organismos, particularmente en los moluscos.

5.5.4. Biomagnificación de Hg

El Hg se biomagnificó de la presa al depredador (*P. planipes-M. henlei* y *S. japonicus-M. henlei*). Asimismo, la relación entre el $\log_{10}$ [Hg] y el NT (Fig. 5.2b) mostró una pendiente positiva (media 0.5; p= 0.0005) y por tanto un FBT superior a 1 (3.34), lo que evidencia la biomagnificación de este elemento en la red trófica analizada. Esto coincide con lo reportado en otras redes tróficas marinas y de agua dulce en el Ártico y el Subártico (Atwell *et al.*, 1998; Power *et al.*, 2002) y otras regiones (Campbell *et al.,* 2005; Pethybridge *et al.*, 2012; Murillo-Cisner os *et al.*, 2019).

La biomagnificación en redes tróficas tan diversas sugiere que el Hg se biomagnifica independientemente de la estructura y complejidad de la trama trófica, cantidad de Hg biodisponible, productividad (eutrófica frente a oligotrófica), latitud (ártico frente a tropical) o salinidad (marina frente a agua dulce) del ecosistema (Campbell *et al.*, 2005; Rigét *et al.* 2007; Pethybridge *et al.* 2012; Thera & Rumbold 2013). Además, este elemento se acumula preferentemente en el tejido muscular debido a su alta afinidad con el grupo tiol de las proteínas (Leaner & Mason, 2004; Régine *et al.*, 2006), además, una de las causas de que exista biomagnificación de este elemento en el músculo.

Asimismo, el FBM_{NT} presentó valores más altos *S. japonicus-M. henlei.* Esto se debe a que las concentraciones de Hg en la langostilla *P. planipes* fueron más altas que en *S. japonicus*, siendo esta la presa que más Hg le aporta a *M. henlei*.

De manera general, los valores de Hg en la trama trófica analizada fueron bajas en comparación con otros trabajos (e.g., Murillo-Cisneros *et al.*, 2019). Esto

puede deberse a que la zona de estudio se caracteriza por presentar intensos fenómenos de surgencias lo que genera una alta productividad y riqueza de recursos pesqueros (Van Geen *et al.*, 1992; Van Geen & Husby, 1996). Esto trae consigo la existencia de una reducción en la absorción de Hg por los organismos de niveles tróficos más altos, ya que el Hg es diluido por una gran cantidad de biomasa, reduciendo así concentraciones en depredadores (Lavoie *et al.,* 2013).

5.5.5. Biomagnificación de Se

El Se mostró una biodilución en la cadena trófica *S. japonicus a M. henlei*; sin embargo, se biomagnificó de *P. planipes-M. henlei* y en la trama trófica analizada. De ahí que se obtuviera una pendiente positiva (media 0.15, p= 0.0394) como resultado de la regresión lineal entre el $\log_{10}$[Se] y el NT (Fig. 5.2c) y por tanto un FMT superior a 1 (1.45). Algunos estudios han mostrado indicios de biomagnificación del Se en diferentes tramas alimentarias marinas (Barwick & Maher, 2003, Kehrig *et al.*, 2009). Sin embargo, otras investigaciones muestran una falta de correlación del Se y otros elementos esenciales con el nivel trófico (Seixas *et al.,* 2014, Campbell *et al.,* 2005). Es de destacar que este elemento es necesario en los organismos en cantidades mínimas y que generalmente, las cantidades excesivas se regulan de forma homeostática (Friberg *et al.*, 1979).

A pesar de la existencia de biomagnificación en la trama trófica analizada, las concentraciones de Se no aumentaron de los niveles tróficos inferiores a los superiores de manera uniforme. El zooplancton presentó las concentraciones más altas (0.48 µg g^{-1}). Asimismo, la familia Buccinidae mostró concentraciones elevadas (0.27 µg g^{-1}). Esto coincide con lo obtenido por Bhattacharya *et al.* (2003) en un ecosistema de humedal tropical de la India, donde las concentraciones de Se en zooplancton y moluscos fueron mayores que en los peces analizados, indicando transferencia trófica pobre o insignificante de este oligoelemento en la trama trófica marina.

Por su parte, las concentraciones de Se en los peces que componen la trama trófica fueron más altas que en *M. henlei*. Esto coincide con lo obtenido en otras tramas tróficas (Seixas *et al.,* 2014), donde las mayores concentraciones de Se fueron

encontradas en el músculo de peces con diferentes hábitos de alimentación. De ahí a que el BMF_{NT} *S. japonicus-M. henlei* fuera inferior a 1.

Los resultados obtenidos sugieren la existencia de organismos específicos de biota marina que acumulan concentraciones elevadas de Se (Seixas *et al.,* 2014). Por ejemplo, es bien conocido que los bivalvos son propensos a acumular elevadas concentraciones de este elemento, debido probablemente a mecanismos de eliminación ineficientes, que puede resultar de la reabsorción de aminoácidos unidos a Se únicos para estos organismos (Karimi *et al.,* 2013).

5.6. Conclusiones

El presente estudio confirma y describe cuantitativamente la biodilución de Cd y la biomagnificación de Hg en una trama trófica, la cual tiene tiene como base el zooplancton y como depredador a *M. henlei*. Sin embargo, para el Se aunque hubo evidencia de biomagnificación, las concentraciones de este elemento no aumentaron de los niveles tróficos inferiores a los superiores de manera uniforme, ya que el zooplancton fue el que presentó los valores más altos.

6. OBSERVACIONES FINALES

Los resultados del presente estudio aportan información acerca de la bioacumulación de Cd, Hg y Se en el tiburón *Mustelus henlei,* indicando que el consumo de esta especie no constituye un riesgo para la salud humana, al menos para estos elementos. Además, este estudio provee una línea base acerca de la biomagnificación de estos elementos en *M. henlei*, determinando una biodilución de Cd y una biomagnificación de Hg y Se en la trama trófica marina. Considerando que esta especie de tiburón constituye uno de los principales recursos en las pesquerías artesanales de la costa occidental de B.C.S. (Ramírez Amaro *et al.*, 2013), y los individuos adultos son particularmente apreciados en los mercados pesqueros locales, los resultados obtenidos son importantes para establecer planes de control y manejo de esta especie en el Océano Pacífico Mexicano.

7. REFERENCIAS

Achary, M. S., S. Panigrahi, K. K. Satpathy, R. K. Prabhu & R. C. Panigrahy. 2016. Health risk assessment and seasonal distribution of dissolved trace metals in surface waters of Kalpakkam, southwest coast of Bay of Bengal. *Reg. Stud. Mar. Sci.,* 6: 96-108.

Adams, H. D. & R. H. Jr. McMichael. 1999. Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida. *Fish Bull.*, 97: 372–379.

Alarcón-Corredor, M. O. 2009. Los elementos traza. *Revista Medica de la extensión Portuguesa*, 4(3): 107-124.

Allen, G. R. & D. R. Robertson. 1994. Fishes of the Tropical Eastern Pacific. University of Hawaii Press, Honolulu, 327 pp.

Amariles, D. F., A. F. Navia & A. Giraldo. 2017. Food resource partitioning of the *Mustelus lunulatus* and *Mustelus henlei* (Elasmobranchii: Carcharhiniformes). *Environ. Biol. Fish.,* 1–16.

Atwell, L., K. A. Hobson & H. E. Welch. 1998. Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an Arctic food web: insights from stable nitrogen isotope analyses. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*; 55: 1114–21.

Aurioles-Gamboa, D. 1992. Inshore-offshore movements of pelagic red crabs *Pleuroncodes planipes* (Decapoda, Anomura, Galatheidae) off the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico. *Crustaceana*, 71-84.

Azcona, R. & M. Paz. 2017. Bioacumulación de distintas especies de selenio y sus efectos en organismos marinos. Universidad de Huelva. 269 pp.

Barwick, M. & W. Maher. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar. Environ. Res.,* 56(4): 471–502.

Bearhop, S., C. E. Adams, S. Waldron, R. A. Fuller & H. Macleod. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *J. Anim. Ecol.,* 73: 1007−1012.

Bech, J., M. Suarez, F. Reverter, P. Tume, P. Sanchez, N. Roca & A. Lansac. 2010. Selenium and other trace element in phosphorite: a comparison between those of the Bayovar–Sechura and other provenances. *J. Geochem. Explor.*, 107: 146–160.

Behne, D. & A. Kyriakopoulos. 1993. Effects of dietary selenium on the tissue concentrations of type I iodothyronine 5′-deiodinase and other selenoproteins. *Am. J. Clin. Nutr.*, 57(2): 310S-312S.

Belzile N., Y. W. Chen, J. M. Gunn, J. Tong, Y. Alarie, T. Delonchamp & C. Y. Lang. 2006. The effect of selenium on mercury assimilation by freshwater organisms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 63(1): 1-10.

Bergés-Tiznado, M.E., F. Márquez-Farías, R. E. Lara-Mendoza, Y. E. Torres-Rojas, F. Galván-Magaña, H. Bojórquez-Leyva & F. Páez-Osuna. 2015. Mercury and selenium in muscle and target organs of scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: dietary intake, molar ratios, loads, and human health risks. *Arch. Environ. Con. Tox.,* 69(4): 440-452.

Bervoets, L., D. Knapen, M. De Jonge, K. V. Campenhout & R. Blust. 2013. Differential hepatic metal and metallothionein levels in three feralfish species along a metal pollution gradient. *PLoS One*. 8(3): e60805.

Bhattacharya, B., S. K. Sarkar, & R. Das. 2003. Seasonal variations and inherent variability of selenium in marine biota of a tropical wetland ecosystem: implications for bioindicator species. *Ecol. Indic.*, *2*(4): 367-375.

Bird, C. S., A. Veríssimo, S. Magozzi, K. G. Abrantes, A. Aguilar, H. Al-Reasi & M. Bouchoucha. 2018. A global perspective on the trophic geography of sharks. *Nat. Ecol. Evol.* 2(2): 299-305.

Bizzarro, J.J., W. D. Smith, J. F. Márquez-Farías, J. Tyminski & R. E. Hueter. 2009. Temporal variation in the artisanal elasmobranch fishery of Sonora, Mexico. *Fish. Res.,* 97 (1–2): 103–117.

Blazina, T., A. Läderach, G.D. Jones, H. Sodeman, H. Wernli, J. W. Kirchner & L. H. E. Winkel. 2016. Marine primary productivity as a potential indirect source of selenium

and other trace elements in atmospheric deposition. *Environ. Sci. Technol*., 51 (1): 108-118

Borga K., K. A. Kidd, D. C. G. Muir, O. Berglund, J. M. Conder, F. A. P. C. Gobas, J. Kucklick, O. Malm & D. E. Powell. 2011. Trophic magnifcation factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integr. Environ. Assess. Manag.,* 8(1): 64–84.

Boyd, C. M. 1967. The benthic and pelagic habitats of the red crab, *Pleuroncodes planipes*.

Branco, V., C. Vale, J. Canário & M. N. Santos. 2007. Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauc*a, L. 1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas of the Atlantic Ocean. *Environ. Pollut.,* 150: 373–380.

Bryan, G. W. 1984 Pollution due to heavy metals and their compounds. In: O Kinne (ed) Marine ecology, Vol 5. John Wiley & Sons, Chichester, 1289–1430.

Bulman, C. M., X. He & J. A. Koslow. 2002. Trophic ecology of the mid-slope demersal fish community off southern Tasmania, Australia. *Mar. Freshw. Res.* 53: 59−72

Burridge, L. E., J. S. Weis, F. Cabello, J. Pizarro & K. Bostik. 2010**.** Chemical use in salmon aquaculture: a review of current practices and possible environmental effects. *Aquac.*, 306: 7-23.

Byrne, R. J. & J. C. Avise. 2012. Genetic mating system of the brown smoothhound shark (*Mustelus henlei*), including a literature review of multiple paternity in other elasmobranch species. *Mar. Biol.,* 159(4): 749-756.

Cabana, G. & J. B. Rasmussen. 1994. Modelling food chain struc-ture and contaminant bioaccumulation using stable N-isotopes. *Nature*, 372: 255−257.

Cabañero, A. I., Y. Madrid & C. Cámara. 2007. Mercury–selenium species ratio in representative fish samples and their bioaccessibility by an in vitro digestion method. *Biol Trace Elem. Res.,* 119 (3): 195-211.

Cadena-Cárdenas, L. 2004 Mercurio total en peces elasmobranquios y teleósteos del Golfo de California. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico del Mar, Guaymas,

Sonora 75 pp.

Cai, Y., J. R. Rooker, G. A. Gill & J. P. Turner. 2007. Bioaccumulation of mercury in pelagic fishes from the northern Gulf of Mexico. *Can. J. Fish. Aquat Sci.,* 64: 458-469.

Cai, Y., J. R. Rooker, G. A. Gill & J. P. Turner. 2007. Bioaccumulation of mercury in pelagic fishes from the northern Gulf of Mexico. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.,* 64: 458-469.

Campbell, L. M., R. J. Norstrom, K. A. Hobson, D. C. G. Muir, S. Backus & A. T. Fisk. 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Sci. Total Environ.,* 351: 247–263.

Campos, B. R., M. A. Fish, G. Jones, R. W. Riley, P. J. Allen, P. A. Klimley & J. T. Kelly. 2009. Movements of brown smoothhounds, *Mustelus henlei*, in Tomales Bay, California. *Environ. Biol. Fish,* 85 (1): 3–13.

Canadian Food Inspection Agency. 1998. Appendix 3: Canadian guidelines for chemical contaminants and toxins in fish and fish products. Fish products standards and methods manual.

Capó-Martí, M. A. 2007. Principios de ecotoxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente. Editorial Tebar.

Chabot, C. L. 2012. Characterization of 11 microsatellite loci for the brown smooth-hound shark, *Mustelus henlei* (Triakidae), discovered with next-generation sequencing. *Conserv. Genet. Resour.,* 4(1): 23-25.

Chowdhury, M. J., B. Baldisserotto & C. M. Wood. 2005. Tissue-specific cadmium and metallothionnein levels in rainbow trout chronically acclimated to waterborne or dietary cadmium. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.,* 48: 381–390.

Ciesielski, T. M., M. V. Pastukhov, S. A. Leeves, J. Farkas, S. Lierhagen, V. I. Poletaeva & B. M. Jenssen. 2016. Differential bioaccumulation of potentially toxic elements in benthic and pelagic food chains in Lake Baikal. *Environ. Sci Poll. Res., 23*(15): 15593-15604.

CIESM. 2007. Impact of aquaculture on coastal ecosystems. CIESM Monografs, vol. 32.

Clothier, C. R. 1950. A key to some Southern California fishes based on vertebral characters. *Fish Bull., Calif. Dept. Nat. Res., Div. Fish and Game*, 79: 1–83.

Colwell, R. 2009. Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 8.2.http://viceroy.eeb.uconn.edu/Estimates.

Compagno, L. J. V., F Krupp, & W. Schneider. 1995. Tiburones, p. 647-743. En: Guía FAO para la identificación de especies para fines de la pesca Centro Oriental: Vol II. Vertebrados - Part 1 (W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter, y V.H. Niem, eds.). FAO: Rome, Italy.

Compeau, G. C. & R. Bartha. 1987. Effect of salinity on mercury-methylating activity of sulfate-reducing bacteria in estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.,* 53: 261.

Corsolini, S., S. Ancora, N. Blanchi, G. Mariotti, C. Leonzio & J. S. Christiansen. 2014. Organotropism of persistent organic pollutants and heavy metals in the Greenland shark *Somniosus microcephalus* in NE Greenland. *Mar. Pollut. Bull.* 87: 381–387.

Costa, P. M., T. Repolho, S. Caeiro, M. E. Diniz, I. Moura & M. H. Costa. 2008. Modelling metallothionein induction in the liver ofSparus auretaexposed to metal contaminated sediments. *Ecotoxi. Env. Safety*, 71: 117–124.

Cyr, A., C. J. Sergeant, J. A. Lopez & T. O'Hara. 2017. Assessing the influence of migration barriers and feeding ecology on total mercury concentrations in Dolly Varden (*Salvelinus malma*) from a glaciated and non-glaciated stream. *Sci. Total Environ.,* 580: 710-718.

Dale, J. J., N. J. Wallsgrove, B. N. Popp & K. N. Holland. 2011. Nursery habitat use and foraging ecology of the brown stingray Dasyatis lata determined from stomach con- tents, bulk and amino acid stable isotopes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 433: 221−236.

D'Anglejan, B. F. 1967. Origin of marine phosphorites off Baja California, Mexico. *Mar. Geol.*, 5 (1), 15–44.

Dehn, L.A., E. H. Follmann, D. L. Thomas, G. G. Shefeld, C. Rosa, L. K. Dufy & T. M. O'Hara. 2006. Trophic relationship in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Sci. Total Environ*., 362: 103–123

Deng D. F., F. C. Teh & S. J. Teh. 2008. Effect of dietary methylmercury and seleno-methionine on Sacramento splittail larvae. *Sci. Total Environ*., 407(1): 197-203.

De Wit, L. A., 1975. Changes in the species composition of sharks in south San Francisco Bay. *Calif. Fish Game,* 61(2): 106-111.

Dietz, R., C. Sonne, N. Basu, B. Braune, T. O´Hara, R. J. Letcher, T. Scheuhammer, M. Andersen, C. Andreasen, D. Andriashek, G. Asmund, A. Aubail, H. Baagøe, E. W. Born, H. M. Chan, A. E. Derocher, P. Grandjean, K. Knott, M. Kirkegaard, A. Krey, N. Lunn, F. Messier, M. Obbard, M. T. Olsen, S. Ostertag, E. Peacock, A. Renzoni, F. F. Rigét, J. U. Skaare, G. Stern, I. Stirling, M. Taylor, O. Wiig, S. Wilson & J. Aars. 2013. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota. *Sci. Total Environ.,* 3: 755-790.

Domi, N., J. M. Bouquegneau & K. Das. 2005. Feeding ecology of five commercial shark species of the Celtic Sea through stable isotope and trace metal analysis. *Mar. Environ. Res.,* 60: 551−569.

Dural, M., M. L. Göksu, A. A. Özak & B. Derici. 2006. Bioaccumulation of some heavy metals in different tissues of *Dicentrarchus labrax*, *Sparus aurata* and *Mugil cephalus* from the Camlik lagoon of the eastern cost of mediterranean (Turkey). *Environ. Monit. Assess.,* 118 (1–3): 65–74.

Ebert, D. A., 2003. Sharks, Rays, and Chimaeras of California. University of California Press. Berkeley, California.

Eisler, R. 2000. Handbook of Chemical Risk Assessment, Hazard to Humans, Plants and Animal. Lewis publishers, Boca de Raton, Florida, 650 pp.

El-Demerdash, F. M. 2001**.** Effects of selenium and mercury on the enzymatic activities and lipid peroxidation in brain, liver, and blood of rats. *J. Environ. Sci. Health B.*, 36(4): 489-499.

Endo, T., Y. Hisamichi, K. Haraguchi, Y. Kato & C. Ohta, 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 concentration and body length. *Mar. Pollut. Bull.,* 56: 1774–1780.

EPA (Environmental Protection Agency), 2000. Method 823-B-00-007. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Fish Sampling and Analysis. vol. 1.

Escobar-Sánchez, O., F. Galvan-Magaña & R. Rosíles-Martínez. 2010. Mercury and selenium bioaccumulation in the smooth hammerhead shark, *Sphyrna zygaena* Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.,* 84(4): 488-491.

Escobar-Sánchez, O., F Galván-Magaña & R. Rosíles-Martínez, R. 2011. Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biol. Trace Elem. Res.,* 144(1-3): 550-559.

Español, C. S. 2001. Toxicología del mercurio. Actuaciones preventivas en sanidad laboral y ambiental. CD: Jornada internacional sobre impacto ambiental del mercurio utilizado por la minería aurífera artesanal en Iberoamérica. Septiembre de 2001. Lima–Perú. 69 pp.

Espinoza-García, S. 2012. Hábitos alimenticios del tiburón mamón Mustelus henlei en relación al sexo, la talla y la temporada Punta Lobos, Baja California Sur, México. Tesis de grado. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla 91pp.

Espinoza, M., T. M. Clarke, F. Villalobos-Rojas & Wehrtmann. 2012. Ontogenetic dietary shifts and feeding ecology of the rasptail skate *Raja velezi* and the brown smoothhound shark *Mustelus henlei* along the Pacific coast of Costa Rica, Central America. *J. ish Biol.*, 81(5): 1578-1595.

Espinoza, M., S. E. Munroe, T. M. Clarke, A. T. Fisk & I. S. Wehrtmann. 2015. Feeding ecology of common demersal elasmobranch species in the Pacific coast of Costa Rica inferred from stable isotope and stomach content analyses. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.,* 470: 12-25.

Espinoza-García, S. 2016. Bioacumulación y biomagnificación de Cd, Hg y Pb en *Mustelus henlei* (Gill 1863) de la costa suroccidental de Baja California Sur. Tesis de Doctorado. CICIMAR, IPN, México, 87 pp.

European Union (EU). 2006. Commission regulation (EC) no 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Communities 364/5.

Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. Carpenter & V. H. Niem. 1995a. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico Centro Oriental, Volumen 1. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 1–646 pp.

Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. Carpenter & V. H. Niem. 1995b. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico Centro Oriental, Volumen 2. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 670–1200 pp.

Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. Carpenter & V. H. Niem. 1995c. Guía FAO para la identificación de especies para losfines de pesca. Pacífico Centro Oriental, Volumen 3. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 1201–1813 pp.

Fisk, A. T., K. A. Hobson & R. J. Norstrom. 2001. Infuence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the Northwater Polynya Marine Food Web. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 732–738.

Fisk, A. T., S. A. Tittlemier, J. L. Pranschke & R. J. Norstrom. 2002. Using anthropogenic contaminants and stable isotopes assess the feeding ecology of Greenland sharks. *Ecology,* 83: 2162−2172.

Food and Agriculture Organization (FAO). 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. In: FAO Fishery Circular no.463, 5–100 pp.

Forstner, U., & G. T. W. Wittmann. 1979. Metal pollution in the Aquatic Environment. *J. Basic Microbiol.*, 21(7): 38-41.

Massey Jr, F. J. 1951. The Kolmogorov–Smirnov test for goodness of fit. J. Amer. Statist. Assoc. 46 (253), 68–78.

Frías-Espericueta, M. G., N. G. Cardenas-Nava, J. F. Márquez-Farías, J. I. Osuna-López, M. D. Muy-Rangel, W. Rubio-Carrasco & D. Voltolina. 2014. Cadmium, cooper, lead and zinc concentration in female and embryonic Pacific sharpnose shark (*Rhizoprionodon longurio*) tissues. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*., 93 (5): 532–535.

Friberg, L., G. F. Norberg & V. B. Vouk. 1979. Handbook of metal toxicology. Amsterdam, the Netherlands7 Elsevier/North Holland; 709 pp.

Fry, B. & E. B. Sherr. 1984. δ13 C measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. *Contrib Mar Sci* 27: 13−47

Fry, B. & S. C. Wainright. 1991. Diatom sources of 13 C-rich carbon in marine food webs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 149-157.

Fry, B. 2006. Stable isotope ecology. 521. New York: Springer.

Gallagher, A. J., D. S. Shiffman, E. E. Byrnes, C. M. Hammerschlag-Peyer & N. Hammerschlag. 2017. Patterns of resource use and isotopic niche overlap among three species of sharks occurring within a protected subtropical estuary. *Aquatic Ecol.*, 51(3): 435-448.

García-Hernández, J., L. Cadena-Cárdenas, M. Betancourt-Lozano, L. M. García-De-La-Parra, L. García-Rico & F. Márquez-Farías. 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicol. Environ Chem.,* 89(3): 507-522.

Gaxiola-Castro, C. G., R. Durazo-Arvizu, B. Lavaniegos-Espejo, M. E. De la Cruz-Orozco, E., Millán- Núñez, L. Soto-Mardones, J. Cepeda-Morales. 2008. Respuesta del ecosistema pelágico a la variabilidad interanual del océano Pacífico frente a Baja California. Nota de Investigación. *Cienc. Mar.,* 34(2): 263-270.

Glover, J. W. 1979. Concentrations of arsenic, selenium and ten heavy metals in school shark, *Galeorhinus australis* (Macleay), and gummy shark, *Mustelus antarcticus*

Günther, from south-eastern Australian waters. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.,* 30 (4): 505–510.

Gobas, F. A. P. C., W. De Wolf, L. P. Burkhard, E. Verbruggen & K. Plotzke. 2009. Revisiting bioaccumulation criteria for POPs and PBT assessments. *Integr. Environ. Assess. Manag.,* 5(4): 624–637.

Gómez, G. O., L. A. Zapata, R. Franke & A. Gabriel. 2003. Hábitos alimentarios de *Mustelus lunulatus* y *M. henlei* (PISCES: TRIAKIDAE) colectados en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano. *Bol. Investig. Mar Cost.,* (32): 219–229.

González-Rodríguez, E. 2008. Variabilidad de la productividad primaria en el golfo de Ulloa, costa occidental de Baja California. Tesis de Doctorado. CICIMAR, IPN, México, 156 pp.

González-Soto, E. 2017. Geoquímica de elementos mayores y traza en sedimentos de la cuenca hidrográfica Las Bramonas, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. CICIMAR, IPN, México, 83 pp.

Goñi-Godoy, G. 2017. Trophic ecology of the brown smooth hound shark *Mustelus henlei* (Gill, 1863) using stable isotopes and stomach content analyses in Bahía Tortugas, Baja California Sur, México. Tesis de grado. Universidad de Las palmas de Gran Canaria. 36 pp.

Graham, B. S., P. L. Koch, S. D. Newsome, K. W. McMahon & D. Aurioles. 2010. Using isoscapes to trace the movements and foraging behavior of top predators in oceanic ecosystems. In: West, J. B., G. J. Bowen, T. E. Dawson & K. P. Tu (Eds) Isoscapes: understanding movement, pattern, and process on Earth through isotope mapping. Springer, Dordrecht, 299−318.

Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Poll. Bull.,* 45: (46–52).

Haeseker, S. L. & J. J. Cech. 1993. Food habits of the brown smoothhound shark (*Mustelus henlei*) from two sites in Tomales. Bay. *Calif. Fish Game.*, 79(3): 89–95.

Haeseker, S. L., & J. J. Cech. 1993. Food habits of the brown smoothhound shark (*Mustelus henlei*) from two sites in Tomales Bay. *Calif. Fish. Game*, 79(3): 89–95.

Hallett, C.S. & R. K. Daley. 2011. Feeding ecology of the southern lanternshark (*Etmopterus baxteri*) and the brown lanternshark (*E. unicolor*) off southeastern Australia. ICES *J. Mar. Sci.,* 68: 157−165.

Hamade, A. K. 2014. Fish consumption advice for Alaskans: A risk management strategy to optimize the public's health. July 21, Alaska scientific advisory committee for fish consumption. Section of epidemiology. Division of public health, department of health and social services, state of Alaska, 78 pp.

Hamed, M. & A. M. Emara. 2006. Marine molluscs as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red Sea. *J. Mar. Syst.*, 60(3-4): 220–234.

Hansen, C. M., K. Hueffer, F. Gulland, R. S. Wells, B. C. Balmer, J. M. Castellini & T. M. O´Hara. 2014. Use of cellulose filter paper to quantify whole-blood mercury in two marine mammals: validation study. *J. Wildl. Dis.,* 50(2): 271-278.

Heath, A. G. 1987. Water Pollution and Fish Physiology, CRC Press, Inc. Boca Rotan, Florida, 245 pp.

Heupel, M. R. & R. E. Hueter. 2001. Use of an automated acoustic telemetry system to passively track juvenile blacktip shark movements. pp. 217–236. In: J.R. Sibert & J.L. Nielsen (ed.) Electronic Tagging and Tracking in Marine Fisheries, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Hickie, B. E., D. Mackay & J. De Koning. 1999. Lifetime pharmacokinetic model for hydrophobic contaminants in marine mammals. *Environ. Toxicol. Chem.,* 18: 2622–2633.

Hidalgo, J., & R. Flos. 1986. Dogfish metallothionein--I. Purification and characterization and comparison with rat metallothionein. *Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol.*, 83: 99-103.

Hobson, K.A., W. G. Ambrose & P. E. Renaud. 1995. Sources of primary production, benthic−pelagic coupling, and trophic relationships within the Northeast water polynya: insights from $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 128: 1−10.

Holden, M. J. 1974. Problems in the rational exploitation of elasmobranch populations and some suggested solutions. *Sea Fish. Res*. 117-137.

Hurtado, S. C. T. 2018. Distribución espacio-temporal de varamientos de cetáceos en Baja California Sur (BCS), México y su relación con algunos factores oceanográficos y antropogénicos. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Baja California Sur, 165 pp.

Huyer, A. 1983. Coastal upwelling in the California Current system. *Prog. Ocenogr.,* 12(3): 259-284.

Ikemoto, T., N. P. C. Tu, M. X. Watanabe, N. Okuda, K. Omori, S. Tanabe & I. Takeuchi. 2008. Analysis of biomagnification of persistent organic pollutants in the aquatic food web of the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotopes. *Chemosphere*, 72(1): 104-114.

Issacs, C. M., K. A. Pisciotto & R. E. Garrison. 1983. Facies and diagnosis of the Miocene Montery formation: a summary. *Dev. Sedimentol.,* 36: 247–282.

Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell & S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within com- munities: SIBER − Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *J. Anim. Ecol.,* 80: 595−602.

Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell & S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within com- munities: SIBER − Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *J. Anim. Ecol.,* 80: 595−602.

Kaneko, J. J. & N. V. Ralston. 2007. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north Pacific near Hawaii. *Biol. Trace Elem. Res.,* 119(3): 242-254.

Karimi, R., M. Frisk, & N. S. Fisher. 2013. Contrasting food web factor and body size relationships with Hg and Se concentrations in marine biota. *PloS one*, 8(9): e74695.

Kehrig, H. D. A., T. G. Seixas, E. A. Palermo, A. P. Baêta, C. W. Castelo-Branco, O.

Malm, & I. Moreira. 2009. The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environ. Sci. Pollut. Res*., 16(1), 10-24.

Kim, M. K. & K. D. Zoh. 2012. Fate and transport of mercury in environmental media and human exposure. *J. Prev. Med. Public Health,* 45: 335-343.

Kim, S. J., H. K. Lee, A. C. Badejo, W. C. Lee & H. B. Moon. 2016. Species-specific accumulation of methyl and total mercury in sharks from offshore and coastal waters of Korea. *Mar. Pollut. Bull.,* 102: 210–215.

Kim, S. L. & P. L. Koch. 2012. Methods to collect, preserve, and prepare elasmobranch tissues for stable isotope analysis. *Environ. Biol. Fishes.,* 95: 53−63.

Kim, S. L., C. Martínez del Rio, D. Casper & P. L. Koch. 2012a. Isotopic incorporation rates for shark tissues from a long term captive feeding study. *J. Exp. Biol.*, 215: 2495-2500.

Kimiko, H., Y. Akira & I. Masayasu. 1987. Effect of sex hormones on the fate of methylmercury and on glutathione metabolism in mice. *Biochem. Pharmacol*., *36*(12): 1919-1924.

Kinney, M. J., N. E. Hussey, A. T. Fisk, A. J. Tobin & C. A. Simpfendorfer. 2011. Communal or competitive? Stable isotope analysis provides evidence of resource partitioning within a communal shark nursery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 439: 263-276.

Klaasen, C., J. Liu & B. Diwan. 2009. Metallothionein protection of cadmium toxicity. *Toxicol. Appl. Pharmacol,.* 238: 215–220.

Kom J. F., G. B. Van der Voet & F. A. de Wolff. 1998. Mercury exposure of Maroon workers in the small scale gold mining in Suriname. *Environ Res*., 77: 91–97.

Krahn, M. M., D. P. Herman, C. O. Matkin, J. W. Durban, L. Barrett-Lennard, L., D. G. Burrows & P. R. Wade. 2007. Use of chemical tracers in assessing the diet and foraging regions of eastern North Pacific killer whales. *Mar. environ. Res.,* 63(2): 91-114.

Krauskopf, K. B. & D. K. Bird. 1995. Introduction to Geochemistry. McGraw–Hill, New York, 647pp.

Lahaye V., P. Bustamante, J. Spitz, W. Dabin, K. Das, G. J. Pierce & F. Caurant. 2005

Long-term dietary segregation of common dolphins *Delphinus delphisin* the Bay of Biscay, determined using cadmium as an ecological tracer. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 305: 275–285.

Lane, T. W., & F. M. Morel. 2000. A biological function for cadmium in marine diatoms. *PNAS,* 97(9), 4627-4631.

Lara, A., F. Galván-Magaña, F. Elorriaga-Verplancken, A. J. Marmolejo-Rodríguez, R. Gonzalez-Armas, L. Arreola-Mendoza, S. B. Sujitha & M. B. Jonathan. 2020. Bioaccumulation and trophic transfer of potentially toxic elements in the pelagic thresher shark *Alopias pelagicus* in Baja California Sur, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.,* 156: 111192.

Lavoie, R. A., T. D. Jardine, M. M. Chumchal, K. A. Kidd & L. M. Campbell. 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environ. Sci. Technol.,* 47(23): 13385-13394.

Layman, C. A., M. S. Araujo, R. Boucek, C. M. Hammerschlag-Peyer, E. Harrison, Z. R. Jud, P. Matich, A. E. Roseblatt, J. J. Vaudo, L. A.. Yeager, D. M. Post & S. Bearhop. 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biol. Rev.,* 87(3): 545-562.

Leaner, J. J. & R. P. Mason. 2004. Methylmercury uptake and distribution kinetics in sheepshead minnows, *Cyprinodon variegatus*, after exposure to CH_3Hg-spiked food. *Toxicol. Environ. Chem.,* 23(9): 2138-2146.

Lemly, A. D. 1996. Evaluation of the hazard quotient method for risk assessment of selenium. *Ecotoxicol. Environ. Safe., 35*(2): 156-162.

Lemly, A. D. 1996. Selenium in aquatic organisms (427-445). Lewis Publishers: Boca Raton, FL.

Lemos-Bisi T., G. Lepoint, A. De Freitas-Azevedo, P. R. Dorneles, L. Flach, K Das, O. Malm & J. Laison-Brito. 2012. Trophic relationships and mercury biomagnifcation in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecol. Indic.* 18: 291–302.

Levene, H. 1960. Robust tests for equality of variances. Contributions to probability and

statistics In Olkin I, Ed.

Libes, S. 2011. Introduction to marine biogeochemistry. Academic Press.

Logan, J. M. & M. E. Lutcavage. 2010. Stable isotpe dynamics in elasmobrach fishes. *Hydrobiología,* 644: 231-244.

Longhurst, A. R., & D. L. Seibert. 1971. Breeding in an oceanic population of *Pleuroncodes planipes* (Crustacea, Galatheidae).

López-Gutiérrez, A. G., J. E. Ramírez-Bribiesca, R. López-Arellano, A. Revilla-Vázquez, J. Tórtora-Pérez & J. R. Bárcena-Gama. 2012. Balance de selenio en corderos suplementados con selenio orgánico. *Universidad y ciencia*, 28(2): 173-180.

Lorey, P. & C. Driscoll. 1999. Historical trends of mercury deposition in Adirondack lakes. *Environ. Sci. Technol.,* 33: 718-722.

Lourenco, H. M., P. Anacleto, C. Afonso, V. Ferraria, M. F. Martins, M. L. Carvalho, M.L., A. R. Lino & M. L. Nunes. 2009. Elemental composition of cephalopods from Portuguese continental waters. *Food Chem.*, 113 (4): 1146–1153.

Love, M., 1996. Probably more than you want to know about the fishes of the Pacific coast. Really Big Press, Santa Barbara.

Love, M., 2011. The Development of Embossing in Steel Rule Cutting Dies.

Lowe, C. G. & R. N. Bray. 2006. Movement and activity patterns. In: Allen, L. G. & D. J. Pondella (Eds.). The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters. University of California Press 524–553.

Lowe, C. G., B. M. Wetherbee, G. L Crow & A. L. Tester. 1996. Ontogenetic dietary shifts and feeding behavior of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, in Hawaiian waters. *Environ. Biol. Fishes.,* 47: 203–211.

Lucifora, L. O., V. B. García, R. C. Menni, A. H. Escalante & N. M. Hozbor. 2008. Effects of body size, age and maturity stage on diet in a large shark: ecological and applied implications. *Ecol. Res.,* 24: 109–118.

Lyons, K., A. Carlisle, A. Preti, C. Mull, M. Blasius, J. O'Sullivan & C. G. Lowe. 2013.

Efects of trophic ecology and habitat use on maternal transfer of contaminants in four species of young of the year lamniform sharks. *Mar. Environ. Res.*, 90: 27–38.

Lyons, K., D. Kacev, A. Preti, D. Gillett & H. Dewar. 2019. Organic contaminants as an ecological tool to explore niche partitioning: a case study using three pelagic shark species. Scientific reports, 9(1): 1-7.

Macías-Carballo, M. 2010. Variabilidad espacial de la forma espectral del fitoplancton y su relación taxonómica en abril 2008 en la zona occidental de Baja California. Tesis de grado. Universidad Autónoma de Baja California Sur 132 pp.

MacNeil, M. A., K. G. Drouillard & A. T. Fisk. 2006. Variable uptake and delimination of stable nitrogen isotopes between tissues in fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 63: 345-352.

Madeddu, R. 2005. Estudios de la influencia del cadmio sobre el medio ambiente y el organismo humano: perspectivas experimentales, epidemiológicas y morfofuncionales en el hombre y en los animales de experimentación. Tesis de Doctorado. Universidad de Granada, España. 118 pp.

Madigan D. J., O. E. Snodgrass & N. S. Fisher. 2018. From migrants to mossbacks: tracer-and tag-inferred habitat shifts in the California yellowtail *Seriola dorsalis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 597: 221−230.

Magos, L. & G. G. Berg. 1988. Selenium. in Biological Monitoring of Toxic Metals, T. W. Clarkson, L. Friberg, G.F. Nordberg & P.R. Soger, (eds.) Plenum Press, New York, NY, 383-405.

Malpica-Cruz, L. 2009. Evaluation of Trophic Levels and Feeding Grounds of Northeastern Pacific Sharks as a function of Ontogeny Based on Stable Isotope Analysis. Tesis de Maestría. CICESE B.C. 71 pp.

Mann, H. B. & D. R. Whitney. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann. Math. Stat.*, 50-60.

Mar, S. S. & M. Okazaki. 2012. Investigation of Cd contents in several phosphate rocks used for the production of fertilizer. *Microchem. J.,* 104: 17–21.

Mársico, E. T., M. E. S. Machado, M., Knoff & S. São Clemente. 2007. Total mercury in sharks along the southern Brazilian Coast. *Arq. Brás. Méd. Vêt. Zootec.,* 59: 1593–1596.

Martínez-López, A. 1993. Distribución espacial del fitoplancton asociado con frentes en la Costa Occidental de Baja California Sur. *Inv. Mar*. CICIMAR. 8(2): 71-86.

Mayland, H. F. 1994. Selenium in plant and animal nutrition. in Selenium in the Environment, W.T. Jr. Frankenberger & S. Benson (eds.) Marcel-Dekker, Inc. New York, NY, 29-45.

Maz-Courrau, A., C. López-Vera, F. Galván, O. Escobar-Sánchez, R. Rosíles-Martínez & A. Sanjuán-Muñoz. 2012. Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *B. Environ. Contam. Tox*., 88(2): 129-134.

McMeans, B. C., M. T. Arts & A. T. Fisk. 2015. Impacts of food web structure and feeding behavior on mercury exposure in Greenland Sharks (*Somniosus microcephalus*). *Sci. Total Environ.,* 509: 216-225.

Medina-Morales, S. A., D. Corro-Espinosa, O. Escobar-Sánchez, C. G. Delgado-Alvarez, J. Ruelas-Inzunza, M. G. Frías-Espericueta, M. E. Jara-Marini & F. Páez-Osuna. 2020. Mercury (Hg) and selenium (Se) content in the shark *Mustelus henlei* (Triakidae) in the northern Mexican Pacific. *Environ. Sci. Pollut. Res.,* 1-10

Méndez, L., B. Acosta, S. T. Alvarez-Castañeda, C. H. Lechuga-Devéze. 1998. Trace metal distribution along the southern coast of Bahia de La Paz (Gulf of California), Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.,* 61 (5): 616–622.

Méndez-Da Silveira E. D. 2015. Composición isotópica de carbono y nitrógeno en tejidos de tiburones de la costa occidental de Baja California Sur. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico nacional 103 pp.

Méndez-Macías, J. S., V. M. Velazquez-Chiquito, C. Estupiñan-Montaño & F. Galván-Magaña. 2019. Trophic ecology and ontogenetic shift in the diet of the sicklefin smoothhound (*Mustelus lunulatus*) in the southeastern Pacific. *Ocean. Fish. Bull.,* 117(3): 245-258.

Metropolis, N. & S. Ulam. 1949. The MonteCarlo Method. Journal of the American Statistical Association. 44: (247).

Miller, P. A., K. R. Munkittrick & D. G. Dixon D. G. 1992. Relationship between concentrations of copper and zinc in water, sediment, benthic invertebrates and tissues of white sucker (*Catastomus commersoni*) at metal-contaminated sites. *Can. J. Fish Aquat. Sci.,* 49: 978–985.

Minagawa, M. & Wada E. 1984. Stepwise enrichment of $\delta^{15}N$ along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}N$ and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 48: 1135−1140.

Moreno-Sanchez, X. G., O. Escobar-Sánchez, L. A. Abitia-Cardenas & V. H. Cruz-Escalona. 2012. Diet composition of the sicklefin smooth-hound shark Mustelus lunulatus caught off El Pardito Island, Baja California Sur, Mexico. *Mar. Biodivers. Rec*., 5.

Morrissey, J. F. & S. H. Gruber. 1993. Home range of juvenile lemon sharks, *Negaprion brevirostris*. *Copeia.,* 425–434.

Murillo-Cisneros, D. A., T. M. O'Hara, J. M. Castellini, A. Sánchez-González, F. R. Elorriaga-Verplancken, A. J. Marmolejo-Rodríguez, E. Marín-Enríquez & F. Galván-Magaña. 2018. Mercury concentrations in three ray species from the Pacifc coast of Baja California Sur, Mexico: variations by tissue type, sex and length. *Mar. Pollut. Bull.* 126: 77–85.

Murillo-Cisneros, D. A., T. M. O'Hara, F.R. Elorriaga-Verplancken, A. Sánchez-González, E. Marín-Enríquez, A. J. Marmolejo-Rodríguez & F. Galván-Magaña. 2019. Trophic structure and biomagnification of total mercury in ray species within a benthic food web. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*., *77*(3): 321-329.

Naser, H. A. 2013. Assessment and management of heavy metal pollution in the marine environment of the Arabian Gulf: a review. *Mar. Pollut. Bull.,* 72(1): 6-13.

Nauen, C. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FAO. *Fish Circ.* 764: 1–102.

Navia, A. F., A. Giraldo & P. A. Mejía-falla. 2006. Notas sobre la biología y dieta del toyo vieja (*Mustelus lunulatus*) en la zona central de pesca del Pacífico colombiano. *Invest. Mar.*, 34(2): 217–222.

Navia, A. F., P. A. Mejía-Falla & A. Giraldo. 2007. Feeding ecology of elasmobranch fishes in coastal waters of the Colombian Eastern Tropical Pacific. *BMC Ecology.,* 7(1): 8.

Newman, M.C., X. Xu, C. F. Cotton & K. R. Tom. 2011. High mercury concentrations reflect trophic ecology of three deep-water chondrichthyans. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 60: 618−625.

Newsome, S. D., C. Martínez del Rio, C. Bearhop & D. L. Phillips. 2007. A niche for isotopic ecology. Front. *Ecol. Environ.,* 5: 429−436.

Niño-Torres, C. A., J. P. Gallo-Reynoso, F. Galván-Magaña, E. Escobar-Briones & S. A. Macko. 2006. Isotopic analysis of $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, and $\delta^{34}S$ 'a feeding tale' in teeth of the long- beaked common dolphin, *Delphinus capensis*. *Mar. Mam. Sci.,* 22: 831−846.

Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993, 1993. Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones Sanitarias. 26 pp.

Núnez-Nogueira, G. 2005. Concentration of essential and non-essential metals in two shark species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline. In: Botello, A. V., J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernandéz. (Eds.), Golfo de México Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias, 2da ed., 451–474.

O'Anglejan, S. F. 1967. Origin of marine phosphorites of Baja California, Mexico. *Mar. Geol.*, 5: 15-44.

Ogle, R.S., K. J. Maier, P. Kiffney, M. J. Williams, A. Brasher, L. A. Melton & A. W. Knight, A.W. 1988. Bioaccumulation of selenium in aquatic ecosystems. *Lake Reservoir Manag.,* 4(2), 165-173.

Osorio Saldívar, L., A. Tovar Tovar & T. Fortoul Van der Goes. 1997 En: Albert Palacios, Lilia América. Introducción a la toxicología ambiental. Capítulo 13 p. 211-26. Metepec; ECO.

Pantoja-Echevarría, L. M., A. J. Marmolejo-Rodríguez, F. Galván-Magaña, L. Arreola-Mendoza, A. Tripp-Valdéz, F. R. Elorriaga-Verplancken, S. B. Sujitha & M. P. Jonathan. 2020a. Bioaccumulation and trophic transfer of Cd in commercially sought brown smoothhound *Mustelus henlei* in the western coast of Baja California Sur, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.,* 151: 110879.

Pantoja-Echevarría, L. M., Tamburin, E., Marmolejo-Rodríguez, A. J., Galván-Magaña, F., Elorriaga-Verplancken, F. R., Delgado-Huertas, A., Tripp-Valdez, A., Arreola Mendoza, L. & Lara, A. 2020b. Stable isotopic inferences on trophic ecology and habitat use of brown smooth-hound Mustelus henlei in the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 101520.

Parnell A., R. Inger, S. Bearhop & A. L. Jackson. 2008. SIAR: stable isotope analysis in R. The Comprehensive R Archive Network, http://cran.r-project.org/web/ packages/ siar/ index.htm.

Patrick, L. 2002. Mercury toxicity and antioxidants: part I: role of glutathione and alpha-lipoic acid in the treatment of mercury toxicity (Mercury Toxicity). *Altern. Med. Rev.,* 7(6): 456-472.

Pérez Jiménez, J. C., 2006. Biología y taxonomía de los tiburones del género Mustelus (Elasmobranchii) de la región norte del Golfo de California. Tesis de Doctorado. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada 173 pp.

Pérez-Jiménez, J. C. & O. Sosa-Nishizaki. 2008. Reproductive biology of the brown smoothhound shark *Mustelus henlei*, in the northern Gulf of California, Mexico. *J. Fish Biol.,* 73 (4): 782–792.

Peterson, B.J. & B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.,* 18: 293−320.

Pethybridge. H., E. C. V. Butler, D. Cossa, R. Daley & A. Boudou. 2012. Trophic structure and biomagnifcation of mercury in an assemblage of deepwater

chondrichthyans from southeastern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 451: 163–174.

Polo-Silva, C. J., F. Galván-Magaña, F. & Delgado-Huertas. 2012. Trophic inferences of blue shark (*Prionace glauca*) in the Mexican Pacific from stable isotope analysis in teeth. *Rapid Commun. Mass Spectrom.,* 26(14): 1631-1638.

Portman, J.E. 1976. Guidelines for the use of biological accumulations in marine pollution monitoring. Manual of Methods in Aquatic Environment Research. FAO Fisheries Technical Paper No. 150, 89 pp.

Post, D. M., C. A. Layman, A. Arrington, G. Takimoto, J. Quattrochi & C. G. Montaña. 2007. Getting to the fact of the matter: models, methods and assumptions for dealing with in stable isotope analyses. *Oecologia,* 152: 179−189.

Power, M., G. M. Klein, K. R. R. A. Guiguer & M. K. H. Kwan. 2002. Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *J. Appl. Ecol.,* 39: 819–30.

Qu, R., X. Wang, Z. Wang, Z. Wei & L. Wang. 2014. Metal accumulation and antioxidant defenses in the freshwaterfish *Carassius auratus* in response to single and combined exposure to cadmium and hydroxylated multi-walled carbon nanotubes. *J. Hazard. Mater.,* 275: 89–98.

R Development Core Team 2008. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Raleston, N. V. C., J. Unrine & D. Wallschlager. 2008. Biogeochemistry and analysis of selenium and its species. North American Metals Council. Washington, DC.

Ralston, N. V., C. R. Ralston, J. L. Blackwell III & L. J. Raymond. 2008. Dietary and tissue selenium in relation to methylmercury toxicity. *Neurotoxicology*, 29(5): 802-811.

Ramírez A. 2002. Toxicología del cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. Anales de la Facultad de Medicina. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 63: 51–64.

Ramírez-Amaro, S. R., D. Cartamil, F. Galván-Magaña, G. González-Barba, J. B.

Graham, M. Carrera-Fernández, O. Escobar-Sánchez, O. Sosa-Nishizaki & A. Rochín-Alamillo. 2013. The artisanal elasmobranch fishery of the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico, management implications. *Sci. Mar.*, 77(3): 473-487.

Raymond, L. J., & N. V. Ralston. 2004. Mercury: selenium interactions and health implications. *SMDJ*, 7(1): 72-77.

Régine, M. B., D. Gilles, D. Yannick & B. Alain. 2006. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). *Sci Total Environ.*, *368*(1): 262-270.

Rigét, F., P. Moller, R. Dietz, T. G. Nielsen, G. Asmund, J. Strand. M. M. Larsen & K. A. Hobson. 2007. Transfer of mercury in the marine food web of West Greenland. *J. Environ. Monit.,* 9: 877–883.

Rodamilans, M. y M. Bachs. 1984. Elementos traza. Quimica clínica, 3 (I): 33-36.

Rodríguez-Romero, J., E. Álvarez-Bauman, M. R. Ochoa-Díaz, J. López-Martínez & M. Maldonado-García. 2013. Feeding habits of *Mustelus henlei* on the western coast of Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Mar. Oceanog.*, 48(2): 261–271.

Roos, D. H., R. L. Puntel, T. H. Lugokenski, R. P. Ineu, D. Bohrer, D., M. E. Burger & N. B. de Vargas Barbosa. 2010. Complex methylmercury–cysteine alters mercury accumulation in different tissues of mice. *Basic Clin. Pharmaco.*, 107(4): 789-792.

Roth, M. & J. A. McCarter. 1984. Hepatic metallothionein production and resistance to heavy metals by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) – I. Exposed to an artifical mixture of zic, copper and cadmium. *Comp. Biochem. Physiol.,* 77: 71–75.

Rudnick, R. L. & S. Gao. 2003. Composition of the continental crust. In: Treatise on Geochemistry. vol. 3. 659 pp.

SAGARPA. 2013. Sistema de Información Agroalimentaria de consulta. Consultado en la versión electrónica. México.

Salinas, G. 2010. Bioquímica de la selenocisteína, el 21er aminoácido, y rol de las selenoproteínas en la salud humana. *Mensaje Bioquímico*, 34: 121-133.

Sánchez, A., B. E. López-Ortíz, S. Aguíñiga-García & S. Balart. 2013. Distribution and composition of organic matter in sediments of the oxygen minimum zone of the Northeastern Mexican Pacific: paleoceanographic implications. *J. Iber. Geol.,* 39(1): 111-120.

Sánchez G. 2016. Ecotoxicología del cadmio riesgo para la salud de la utilización de salud de los suelos ricos en cadmio. Tesis de Grado, 23 pp.

Sánchez-Cota, J. A. 2016. Hábitos alimenticios de tres especies del género Mustelus, *Mustelus californicus*, *Mustelus henlei* y *Mustelus lunulatus*, en Bahía Tortugas, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. CICIMAR, IPN, México, 79 pp.

Sánchez-Cota, J. B. 2013. Catálogo de esqueletos de peces óseos marinos de importancia comercial de Baja California Sur, México. Tesis de grado. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California, México. 272pp.

Santiago, L. S., K. Silvera, J. L. Andrad & T. E. Dawson. 2005. El uso de isótopos estables en biología tropical. *Interciencia.*

Segovia-Zavala, J. A., F. Delgadillo-Hinojosa, R. Vidal-Talamantes, A. Munoz-Barbosa & E. A. Gutierrez-Galindo. 2003. *Mytilus californianus* transplanted as upwelling bioindicators to two areas off Baja California, Mexico. Ciencias Marinas 29 (4B): 665–675.

Segovia-Zavala, J. A., F. Delgadillo-Hinojosa, A. Muñoz-Barbosa, E. A. Gutiérrez-Galindo & R. Vidal-Talamantes. 2004. Cadmium and silver in *Mytilus californianus* transplanted to an anthropogenic influenced and coastal upwelling areas in the Mexican Northeastern Pacific. *Mar. Pollut. Bull.,* 5 (48): 458–464.

Seixas, T. G., H. A. Kehrig, A. P. M. Di Beneditto, C. M. Souza, O. Malm & I. Moreira. 2009. Essential (Se, Cu) and non-essential (Ag, Hg, Cd) elements: What are their relationships in liver of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae)? OHCs., 69: 1341-1345.

Shchedrina, V. A., Y. Zhang, V. M. Labunskyy, D. L. Hatfield & V. N. Gladyshev. 2010. Structure–function relations, physiological roles, and evolution of mammalian ER-resident selenoproteins. *Antioxid. Redox Sing.*, 12(7): 839-849.

Shiffman D. S., A. J. Gallagher, M. D. Boyle, C. M. Hammerschlag-Peyer & N. Hammerschlag. 2012. Stable isotope analysis as a tool for elasmobranch conservation research: a primer for non-specialists. *Mar. Freshwater Res.,* 63: 635−643.

Smith, W. D., J. J. Bizarro & G. M. Cailliet. 2009. La pesca artesanal de elasmobranquios en la costa oriental de Baja California, México: Características y consideraciones de manejo. *Cienc. Mar.,* 35(2): 209-236.

Soto-Jiménez, M. F. & F. Páez-Osuna. 2008. Diagenetic processes on metals in mud flat sediments from a subtropical saltmarsh (SE Gulf of California): postdepositional mobility and geochemical fractions. *J. Appl. Geochem.,* 23: 1202-121.

Soto-Jiménez, M. F., C. Arellano-Fiore, R. Rocha-Velarde, M. E. Jara-Marini, J. Ruelas-Inzunza & F. Páez-Osuna. 2011. Trophic transfer of lead through a model marine four-level food chain: *Tetraselmis suecica*, *Artemia franciscana*, *Litopenaeus vannamei*, and *Haemulon scudderi*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 61(2): 280-291.

Soto-López K. 2018. Demografía del tiburón mamón pardo *Mustelus henlei* (Grill, 1983) en la costa occidental de Baja California Sur, México. Teis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional 139 pp.

Soto-López K., R. I. Ochoa-Báez, J. Tovar-Ávila & Galván-Magaña. 2018. Reproductive biology of the brown smooth-hound shark, *Mustelus henlei* (Chondrichthyes: Triakidae) based on macroscopic and histological analysis in the northwest of Mexico. *Cienc. Mar.,* 44 (2): 125-139.

Storelli, M. M., G. Cuttone & G. O. Marcotrigiano. 2011. Distribution of trace elements in the tissues of smooth hound *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1758) from the southern– eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). *Environ. Monit. Assess*., 174 (1–4): 271–281.

Talent, L. G. 1982. Food Habits of the Gray Smoothound, *Mustelus californicus*, the Brown Smoothhound, *Mustelus henlei*, the Shovelnose Guitarfish, *Rhinobatos*

productus, and the Bay Ray, *Myliobatis californica*, in Elkhorn Slough, California. *Cal. Fish. Game*, 68: 224–234.

Tamburin, E., S. L. Kim, F. R. Elorriaga-Verplancken, D. J. Madigan, M. Hoyos-Padilla, A. Sánchez-González & F. Galván-Magaña. 2019. Isotopic niche and resource sharing among young sharks (*Carcharodon carcharias* and *Isurus oxyrinchus*) in Baja California, Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 613; 107-124.

Taylor, J. B., L. P. Reynolds, D. A. Redmer & J. S. Caton. 2009. Maternal and fetal tissue selenium loads in nulliparous ewes fed supranutritional and excessive selenium during mid-to late pregnancy. *J. Anim. Sci.,* 87(5): 1828-1834.

Taylor, D. L., N. J. Kutil, A. J. Malek & J. S. Collie. 2014. Mercury bioaccumulation in cartilaginous fishes from Southern New England coastal waters: contamination from a trophic ecology and human health perspective. *Mar. Environ. Res*., 99: 20-33.

Tchounwou, P. B., C. G. Yedjou, A. K. Patlolla & D. J. Sutton. 2012. Heavy metals toxicity and the environment. *NIH.,* 101: 133-164.

Terrazas-López, R., L. Arreola-Mendoza, F. Galván-Magaña, M. Anguiano-Zamora, S. B. Sujitha & M. P. Jonathan. 2016. Cadmium concentration in liver and muscle of silky shark (*Carcharhinus falciformis*) in the tip of Baja California south, México. *Mar. Pollut. Bull.,* 107 (1): 389–392.

Thera, J. C. & D. G. Rumbold. 2013. Biomagnifcation of mercury through a subtropical coastal food web of southwest Florida. *Environ. Toxicol. Chem*. 33(1): 65–73.

Tilley, A., J. López-Angarita & J. R. Turner. 2013. Diet recon struction and resource partitioning of a Caribbean marine mesopredator using stable isotope Bayesian model ling. *PloS One.,* 8.

Toman, R., J. Golian, B. Siska, P. Massanty, N. Lukac & M. Adamkovicova. 2009. Cadmiun and selenium in animal tissue and their interactions after an experimental administration to rats. *Slovak J. Anim.*, 1: 115-118.

Torri, S. I., M. S. Zubillaga & R. S. Lavado. 2006. Remediacion de kis suelos contaminados con elementos traza mediante el uso de biosolidos compostados y enmieda calcárea. Rev. Facultad de Agronomia U B A., 26(1): 93-97.

Turoczy, N. J., L. J. B. Laurenson, G. Allinson, M. Nishikawa, D. F. Lambert, C. Smith, C., J. P. E. Cottier, S. B Irvine & F. Stagnitti. 2000. Observations on metal concentrations in three species of shark (*Deania calcea*, *Centroscymnus crepidater*, and *Centroscymnus owstoni*) from southeastern Australian waters. *J. Agric. Food Chem.,* 48: 4357–4364.

UNEP, United Nations Environment Programme Chemicals. 2008: Draft final review of scientific information on cadmium. UNEP Chemical Branch, DTIE. Geneva, Switzerland. 184 pp.

US food and drug administration. 2007. CPG Sec 540.600 Fish, shellfish, crustaceans, and other aquatic animals-fresh, frozen or processed methylmercury.

USEPA. 2001. Water quality criterion for the protection human health: methylmercury.

Van Geen, A. S., L. C. Fuller, R. Anima, C. Clifton & C. Trumbore. 1992. Evidence from Cd/Ca ratio in foraminifera for greater upwelling off California 4,000 years ago. *Nature*, 358: 54–56.

Van Geen, A. & D. Husby, D. 1996. Cadmium in the California current system: tracer of the ast and present upwelling. *J. Geophys. Res.,* 101: 3489–3507.

Vanderklift, M. A. & S. Ponsard.. 2003. Sources of variation in consumer diet $\delta^{15}N$ enrichment: a metaanalysis. *Oecologia*, 136: 169−182.

Vanderklift, M. A. & S. Ponsard.. 2003. Sources of variation in consumer diet $\delta^{15}N$ enrichment: a metaanalysis. *Oecologia*, 136: 169−182.

Vaudo, J. J. & M. R. Heithaus. 2011. Dietary niche overlap in a nearshore elasmobranch mesopredator community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 425: 247−26.

Velez, M. A. 2009. Indicadores de estrés oxidativo relacionados con la presencia de ele-mentos traza (plomo, cadmio, mercurio y arsénico), en diferentes tejidos de tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*). Tesis de Maestría. CICIMAR, IPN, Mexico, 87 pp.

Wang, W. X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 243: 295−309.

Wang, S. L., X. R. Xu, Y. X. Sun, J. L. Liu & H. B. Li. 2013. Heavy metal pollution in coastal areas of South China: A review. *Mar. Pollut. Bull.,* 76: 7-15.

Wedepohl, K. H. 1995. The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 59(7): 1217-1232.

Weigmann, S. 2016. Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. *J. Fish. Biol.*, 88(3): 837–1037.

Weinberg, J. 2007. Introducción a la Contaminación por Mercurio para las ONG. Red Internacional de Eliminación de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN).

Wetherbee, B. M. & E. Cortés.2004. Food consumption and feeding habits. In: Carrier, J. C., J. A. Musick & M. R. Heithaus (eds) Biology of sharks and their relatives. CRC Press, Boca Raton, F.L. 225−246.

Whitley, E. & J. Ball. 2002. Statistics review 6: Nonparametric methods. *J. Crit. Care.,* 6(6), 509.

WHO. 1992. Environmental Health Criteria 134: Cadmium, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, Switzerland.

Widmeyer, J. R. & L. I. Bendell-Young. 2008. Heavy metal levels in suspended sediments, *Crassostrea gigas*, and the risk to humans. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 55(3): 442–450.

Wiener, J. G., D. P. Krabbenhoft G. H. Heinz & A. M. Scheuhammer. 2003. Ecotoxicology of mercury. In: Hoffman, D. H., B. A. Rattner, A. G., Burton & J. Cairns (eds). Handbook of ecotoxicology, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, FL, 409–463.

Wolff, G., G. C. Pereira, E. M. Castro, J. Louzada & F. F. Coelho. 2012. The use of *Salvinia auriculata* as a bioindicator in aquatic ecosystems: biomass and structure dependent on the cadmium concentration. *Braz. J. Biol.*, 72 (1): 71–77

World Health Organization. 1996. Trace elements in human nutrition and health. World Health Organization.

Xu, Y., L. Feng, P. D. Jeffrey, Y. Shi & F. M. Morel. 2008. Structure and metal exchange in the cadmium carbonic anhydrase of marine diatoms. *Nature*, 452(7183): 56-61.

Yudin, K. G. 1987. Age, growth and aspects of the reproductive biology of two shakrs, they gray Smothhound *Mustelus californicus* and the Brown Snothhound *M. henlei*, from Central America. Ph.D. Tesis, San Francisco State University, 81 pp.

Yudin, K. G. & G. M. Cailliet. 1990. Age and growth of the gray smoothhound, *Mustelus californicus*, and the brown smoothhound, *M. henlei*, sharks from central California. *Copeia,* 191-204.

Zuria-Jordan, I. L., S. A. Álvárez-Borrego, E. Santamaría-del-Ángel & F. E. Müller-Karger. 1995. Estimación de biomasa fitoplanctónica derivada de datos de satélite, frente a Baja California Sur. *Ciencias Marinas*, 21(3): 265-280.

Zwolak, I. & H. Zaporowska. 2012. Selenium interactions and toxicity: a review. *Cell Biol. Toxicol*., 28: 31-46.