



Niveles de Cd, Pb, Hg y Se e isótopos estables ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) en peces de pico (Familia Istiophoridae) y sus presas principales en el suroeste del Golfo de California

TESIS

QUE PARA OBTAR POR EL GRADO:

DOCTOR EN CIENCIAS
(Biología Marina)

PRESENTA:
M. en C. Alfredo Ordiano Flores

TUTORES PRINCIPALES:

Dr. Felipe Galván Magaña
Instituto Politécnico Nacional, CICIMAR
Dr. Federico Páez Osuna
Universidad Nacional Autónoma de México, ICMYL-Unidad Mazatlán

COMITÉ TUTOR:

Dr. Martín F. Soto Jiménez
Universidad Nacional Autónoma de México, ICMYL-Unidad Mazatlán
Dr. Francisco X. Chiappa Carrara
Universidad Nacional Autónoma de México, ENES-Unidad Mérida
Dr. Miguel Betancourt Lozano
Centro de Investigación en Alimentos y Desarrollo, Unidad Mazatlán

Mazatlán, Sin. Enero 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICATORIA

A la vida que mi dio la oportunidad de realizar este proyecto y culminarlo.

A mi familia, ya que con su ejemplo, cariño y motivación me impulso a seguir adelante en mi superación académica.

A ti Elizabeth por tu amor y cariño que me motivaron para continuar y estar a mi lado compartiendo muchos momentos y en especial este.

A mi pequeño Alejandro que no le pude dedicar tiempo en sus primeros años de vida, por su compañía y amor que ha hecho especial mi vida.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México y en especial al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología (PCMyL) por la oportunidad de realizar esta tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico brindado ya que sin el este trabajo no hubiera sido posible.

Mi más sincero agradecimiento al Dr. Felipe Galván Magaña y al Dr. Federico Páez Osuna por su confianza, apoyo y disposición que mostraron en todo momento para sacar adelante esta tesis.

A los integrantes del comité Tutorial y Jurado de Examen: Dr. Martín F. Soto Jiménez, Dr. Francisco X. Chiappa Carrara y Dr. Miguel Betancourt Lozano por su disposición y asesoría brindada a lo largo del desarrollo de la tesis.

A los integrantes del Laboratorio de Ecología de Peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR), IPN en especial a Sinai, Antonella, Mirian, Rosario, Chato, y Checo por su asistencia brindada en la recolección de las muestras e identificación de los organismos.

Al Laboratorio de Espectrometría Atómica del CICIMAR, y en especial al Ing. Ángel Ruvalcaba por su apoyo en el análisis de isótopos estables.

A los profesores del CICIMAR por su dedicación en transmitir sus conocimientos que fueron de gran importancia para mi formación profesional.

A la flota de la pesca deportiva de Cabo San Lucas por su ayuda en la recolección de muestras biológicas.

Al Laboratorio de Contaminación Marina y Química acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL), UNAM con sede en la Unidad Académica de Mazatlán y en especial al Q. Humberto Bojórquez Leyva por su apoyo en la determinación de oligoelementos.

A los integrantes y compañeros del Laboratorio de Contaminación Marina y Química acuática del ICMyL, UNAM con sede en la Unidad Académica de Mazatlán, y en especial a la Dra. Magdalena Béges Tizado por su asistencia y asesoría en el procesamiento de las muestras.

Al Laboratorio de Isotopía Estable del ICMyL, UNAM con sede en la Unidad Académica en Mazatlán, y en especial a la M. en C. Daniela Valladolid por su asesoría y apoyo en la determinación de oligoelementos por HR-ICP-MS.

A los profesores del PCMyL por su dedicación en transmitir sus conocimientos y experiencias que fueron valiosos en mi formación profesional.

A todo el personal del PCMyL, Diana, Lupita, Yazmin, Gaby, Margarita por su valiosa disposición que tuvieron en todo momento.

A mis compañeros del Posgrado por su amistad y apoyo brindado en algún momento.

CONTENIDO

	Página
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
CONTENIDO	iv
LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABLAS	x
RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	4
2.1. Cadmio, plomo, mercurio y selenio	4
2.2. Estudios de transferencia de Cd, Pb, Hg y Se en México	6
3. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA	9
4. PREGUNTAS E HIPÓTESIS	10
5. OBJETIVOS	11
5.1. Objetivo general	11
5.2. Objetivos particulares	11
6. ÁREA DE ESTUDIO	12
7. ESPECIES DE ESTUDIO	14
8. MATERIALES Y MÉTODOS	16
8.1. Muestreo	16
8.1.1. Recolección de peces	16
8.1.2. Dieta de peces de pico	17
8.2. Análisis de oligoelementos	17
8.2.1. Procesado de las muestras	17
8.2.2. Determinación de oligoelementos	18
8.3. Análisis de isótopos estables	19
8.3.1. Procesado de las muestras	19
8.3.2. Determinación de isótopos estables	19
8.4. Análisis de datos	21
9. RESULTADOS	25

9.1. Muestreo	25
9.2. Dieta de marlines	25
9.3. Isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$	29
9.3.1. Comparación de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ entre especies de marlín	29
9.3.2. Variación intraespecífica de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$	30
9.3.3. Variación de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ por mes de muestreo	34
9.3.4. Relación talla corporal y $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$	34
9.3.5. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en las presas	37
9.3.6. Modelo de mezclas isotópicas	38
9.4. Concentración de oligoelementos	42
9.4.1. Cadmio	42
9.4.2. Plomo	48
9.4.3. Mercurio	53
9.4.4. Selenio	56
9.5. Transferencia trófica y biomagnificación	60
10. DISCUSIÓN	68
10.1. Dieta y posición trófica de marlines	69
10.2. Acumulación de oligoelementos dependiente de la fisiología	72
10.3. Distribución de oligoelementos entre tejidos	74
10.4. Niveles de oligoelementos en marlines del suroeste del Golfo de California	76
10.5. Transferencia trófica y biomagnificación de oligoelementos	80
10.6. Comparación con normas y otros océanos	84
10.6.1. Mercurio	84
10.6.2. Cadmio	89
10.6.3. Plomo	90
10.6.4. Selenio	91
11. CONCLUSIONES	93
12. REFERENCIAS	95

LISTA DE FIGURAS

Figura	Título	Página
1.	Localización aproximada de la zona de muestreo (zona gris) al suroeste del Golfo de California. CSL = Cabo San Lucas.	12
2.	Curvas acumulativas de presas e índice de diversidad de Shannon obtenidas para <i>K. audax</i> (a) y <i>M. nigricans</i> (b). Líneas verticales=DS. Línea amarilla=CV.	26
3.	Diagrama de caja y bigote de medias y variaciones en $\delta^{13}\text{C}$ (A) y $\delta^{15}\text{N}$ (B) entre tejidos para marlín rayado y marlín azul. Misma letra indica no diferencia significativa (Prueba de Tukey, $p > 0.05$).	32
4.	Relación entre la longitud corporal (LPO) y $\delta^{13}\text{C}$ en tejidos de <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> .	35
5.	Relación entre la longitud corporal (LPO) y $\delta^{15}\text{N}$ en tejidos de <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> .	36
6.	Valores promedio (\pm ES) de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en músculo de <i>Kajikia audax</i> (A) y <i>Makaira nigricans</i> (B) y presas obtenidas de los contenidos estomacales.	38
7.	Contribución en la dieta del marlín rayado y marlín azul procedentes del sureste del Golfo de California. Contribución proporcional de las predicciones del modelo de mezclas bayesianas de isótopos estables (MMIB) a la dieta con intervalos de credibilidad al 95%, 75%, y 25%. Las fuentes de elementos presa modelados fueron <i>Selar crumenophthalmus</i> (Scru), <i>Balistes polylepis</i> (Bpol), <i>Auxis</i> spp. (Auxi), <i>Lagocephalus lagocephalus</i> (Llag), <i>Dosidicus gigas</i> (Dgig), <i>Argonauta</i> spp. (Arg), <i>Sthenoteuthis oualaniensis</i> (Soua), y <i>Euphylax dovii</i> (Edov).	39
8.	Concentraciones promedio de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos para <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> . Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).	41
9.	Concentraciones promedio de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por género de <i>Kajikia audax</i> (A) y <i>Makaira nigricans</i> (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).	44

10. Concentraciones promedio de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por mes de muestreo para *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$). 46
11. Relación entre la longitud postorbital (LPO) y la concentración de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en sangre, hígado y músculo para *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*. 47
12. Concentraciones promedio de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos entre *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*. Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$). 48
13. Concentraciones promedio de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por género de *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$). 49
14. Concentraciones promedio de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por mes de muestreo para *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Tukey, $p < 0.05$). 50
15. Relación de longitud postorbital (LPO) con la concentración de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en músculo, sangre e hígado de *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*. 51
16. Concentraciones promedio de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos entre *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*. Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$). 52
17. Concentraciones promedio de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por género de *K. audax* (A) y *M. nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$). 53
18. Concentraciones promedio de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por mes de muestreo para *K. audax* (A) y *M. nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, $p < 0.05$). 54

19.	Relación entre la longitud corporal (cm) y concentración de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en sangre, hígado y músculo para <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> .	55
20.	Concentraciones promedio de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos entre <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> . Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).	56
21.	Concentraciones promedio de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por género de <i>Kajikia audax</i> (A) y <i>Makaira nigricans</i> (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).	57
22.	Concentraciones promedio de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por mes de muestreo para <i>Kajikia audax</i> (A) y <i>Makaira nigricans</i> (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, $p < 0.05$).	58
23.	Relación entre la longitud postorbital (cm) y concentraciones de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en sangre, hígado y músculo para <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> .	59
24.	Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en <i>Kajikia audax</i> y sus presas en el suroeste del Golfo de California.	62
25.	Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en <i>Makaira nigricans</i> y sus presas en el suroeste del Golfo de California.	62
26.	Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en <i>Kajikia audax</i> y sus presas en el suroeste del Golfo de California.	63
27.	Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en <i>Makaira nigricans</i> y sus presas en el suroeste del Golfo de California.	63
28.	Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en <i>Kajikia audax</i> y sus presas en el suroeste del Golfo de California.	64
29.	Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en <i>Makaira nigricans</i> y sus presas en el suroeste del Golfo de California.	64
30.	Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en <i>Kajikia audax</i> y sus presas en el suroeste del Golfo de California.	65
31.	Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en <i>Makaira nigricans</i> y sus presas en el suroeste del Golfo de California.	65
32.	Relación de posición trófica y concentraciones de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en la cadena trófica de los depredadores tope <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i>	66

en el suroeste del Golfo de California. Los organismos están agrupados en relación a sus hábitos alimenticios de la Tabla 8.

- | | | |
|----|---|----|
| 33 | Relación de posición trófica y concentraciones de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en la cadena trófica de los depredadores tope <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> en el suroeste del Golfo de California. Los organismos están agrupados en relación a sus hábitos alimenticios de la Tabla 8 | 66 |
| 34 | Relación de posición trófica y concentraciones de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en la cadena trófica de los depredadores tope <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> en el suroeste del Golfo de California. Los organismos están agrupados en relación a sus hábitos alimenticios de la Tabla 8. | 67 |
| 35 | Relación de posición trófica y concentraciones de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en la cadena trófica de los depredadores tope <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> en el suroeste del Golfo de California. Los organismos están agrupados en relación a sus hábitos alimenticios de la Tabla 8. | 67 |
| 36 | Relación entre $\delta^{15}\text{N}$ (‰) y proporción molar de Se:Hg en la cadena trófica de <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> . | 82 |

LISTA DE TABLAS

Tabla	Título	Página
1.	Tamaño de muestra de especies de marlín capturados en el 215 al suroeste del Golfo de California. LPO=longitud postorbital. H=hembra. M=macho. I=indeterminado.	16
2.	Contenido estomacal de <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> capturados en el otoño del 2015 al suroeste del Golfo de California. Índice de importancia relativa expresada en porcentaje (IIR; %N = en número expresado como porcentaje de todas las presas %P=en peso húmedo expresado como porcentaje del peso total de todas las muestras, %FA= frecuencia de aparición en porcentaje). ‘—’ = no presente en la dieta.	27
3.	Valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ (promedio \pm DE) por tejido, sexo y mes de muestreo de <i>K. audax</i> y <i>M. nigricans</i> capturados por la pesca deportiva de Cabo San Lucas. H=hembra; M=macho; IND=indeterminado.	31
4.	Valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ (promedio \pm DE) por mes de captura para cada tejido de <i>K. audax</i> y <i>M. nigricans</i> procedentes del suroeste del Golfo de California.	34
5.	Contribución promedio relativa de especies presa en la dieta de marlín rayado y marlín azul de acuerdo a los valores isotópicos. Intervalo de probabilidad (95%) y moda.	40
6.	Concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se (promedio \pm DE peso seco) para las especies de marlín <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> analizados en cada tejido por sexo. NM = no hubo muestra disponible.	42
7.	Concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se (promedio \pm DE) para <i>Kajikia audax</i> y <i>Makaira nigricans</i> analizados en cada tejido por mes de captura. NM = no hubo muestra disponible.	45
8.	Grupo de biota, nombre científico, número de muestras, hábito alimenticio, concentración (promedio \pm DE $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) de oligoelementos y factor de transferencia (FT) de elemento.	61
9.	Niveles de oligoelementos (promedio \pm DS; peso húmedo) en músculo de especies de peces de pico. M=macho. H=hembra.	86

RESUMEN

Los análisis de contenido estomacal mostraron un traslape trófico de presas entre marlín rayado (*Kajikia audax*) y marlín azul (*Makaira nigricans*) con una mayor variedad de especie presa en marlín rayado. Semejante similitud en los hábitos alimenticios fue dictada por los isótopos estables de C pero con una mayor amplitud en marlín rayado que en marlín azul. Sin embargo, los modelos mezclas isotópicas permitieron hacer una discriminación de presas seleccionando aquellas que contribuyen principalmente en la dieta los marlines. Las diferencias de dieta y de concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se en las presas son asociadas con una diferencial bioacumulación de oligoelementos en las especies de marlín. No se presentaron diferencias en los niveles de oligoelementos por género en los tejidos de ambas especie de marlín. Similar resultado estuvo presente también en los isótopos estables lo que indica una composición alimentaria similar entre machos y hembras. Los oligoelementos, sin embargo, presentaron un organotropismo distinto en sangre, músculo e hígado. El contenido de Cd fue significativamente mayor en el hígado que en el músculo y sangre. El nivel de Pb en la sangre fue mayor que en el hígado y músculo. Y las concentraciones de Hg y Se fueron mayores en el músculo que en el hígado y la sangre. Para Cd y Hg la acumulación constante a lo largo de su vida y la ausente (o limitada) excreción de estos elementos resulta en a positiva relación con la longitud de los peces. Las concentraciones de Pb en sangre, músculo e hígado no fueron relacionas con la LPO de los marlines debido a que este elemento es preferentemente acumulado en tejido óseo. Los factores de transferencia indicaron una positiva transferencia ($FT > 1$) para Hg y Se en las dos especies de marlín a partir de sus presas. En Cd y Pb, sin embargo, la transferencia positiva no estuvo presente en todas las interacciones tróficas debido probablemente a que son acumulados en otros tejidos o son regulados y/o desviados para su eliminación. Al analizar las concentraciones de Cd y Pb con los isótopos estables de $\delta^{15}\text{N}$, la asociación no fue relacionada positivamente, lo que demuestra que ambos elementos no son incrementados a lo largo de la cadena trófica de los marlines. Las concentraciones de Hg y Se fueron relacionadas positivamente con los valores de $\delta^{15}\text{N}$, lo que significa que ambos elementos son biomagnificados a lo largo de la cadena alimenticia pelágica de marlín rayado y marlín.

ABSTRACT

Stomach content analyzes showed a trophic overlap of prey between striped marlin (*Kajikia audax*) and blue marlin (*Makaira nigricans*) with a greater variety of prey species in striped marlin. Such similarity in food habits was dictated by stable C isotopes with greater amplitude in striped marlin than in blue marlin. However, the isotopic mixing models allowed discrimination of prey by selecting those that contribute to diet of marlins. The differences in diet and concentrations of Cd, Pb, Hg and Se in prey items are associated with differential bioaccumulation of trace elements in marlin species. There were no differences in the levels of trace elements by gender in the tissues of both marlin species. A similar result was also present in stable isotopes which indicates a similar food composition between males and females. The trace elements, however, showed a different organotropism in blood, muscle and liver. The content of Cd was significantly higher in liver than in muscle and blood. The level of Pb in blood was higher than in the liver and muscle. And the concentrations of Hg and Se were higher in muscle than in the liver and blood. For Cd and Hg the constant accumulation throughout their life and the absent (or limited) excretion of these elements results in a positive relationship with the postorbital length (POL) of the fish. The concentrations of Pb in blood, muscle and liver were not related to POL of marlins because this element is preferably accumulated in bone tissue. Transfer factors indicated a positive transfer ($FT > 1$) for Hg and Se in the two marlin species from their prey items. In Cd and Pb, however, positive transfer was not present in all trophic interactions, probably because they are accumulated in other tissues or regulated and/or diverted for elimination. When analyzing the concentrations of Cd and Pb with stable isotopes of $\delta^{15}\text{N}$, the association was not positively related, which suggests that both elements are not increased along the trophic chain of the marlins. The concentrations of Hg and Se were positively related with values of $\delta^{15}\text{N}$, which means that both elements are biomagnified along pelagic food chain of striped marlin and blue marlin.

1. INTRODUCCIÓN

Los metales y metaloides pueden existir en el ambiente de manera natural a partir de la erosión de suelos y rocas o la actividad volcánica, o a partir de las actividades humanas. Pero la mayor fuente de emisión de sustancias tóxicas al ambiente es de origen antropogénico a través de actividades relacionadas con la utilización o extracción de sustancias que contienen elementos tóxicos (Shumilin *et al.*, 2000). Hoy en día, incluso en regiones consideradas prístinas, o casi prístinas, donde no hay un significativo impacto por el hombre como sitios insulares o regiones polares, se registran niveles de elementos nocivos para la biota (Kojadinovic *et al.*, 2007). La presencia puede estar relacionada con la naturaleza propia del sitio o por efecto del acarreo o transporte de elementos vía atmósfera o incluso corrientes oceánicas que llevan y depositan contaminantes a sitios aislados. En México existe una heterogeneidad de sitios con algunos de ellos impactados por la actividad humana y otros en un estado casi considerados como vírgenes. Las aguas que bordean la Península de Baja California Sur al norte del territorio Mexicano es un ambiente que a menudo es considerado como el menos contaminado que otros sitios que presentan importantes actividades económicas como las costas del sureste del Golfo de California (Paéz-Osuna *et al.*, 2017).

La alta biodiversidad de organismos que se registra en el Golfo de California es producto de su alta productividad que se presenta de manera estacional y que se traduce en una disponibilidad alta de recursos que atrae a organismos a esta zona para alimentarse (Klimley y Butler, 1988). En esta zona se presentan peces pelágicos mayores como el marlín rayado (*Kajikia audax*) y marlín azul (*Makaira nigricans*), dos especies de peces de pico de importancia pesquera, particularmente para la pesca recreativa en aguas del Golfo de California (GBCS, 2007). Los peces de pico son depredadores tope de las redes tróficas marinas, que están expuestos a contaminación de elementos no esenciales (i.e., Cd, Pb, Hg, As) a partir de lo que consumen (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). En adición, estos organismos pelágicos son animales de alta demanda energética con tasas metabólicas muy altas, y consecuentemente tasas altas de entrada de alimento, una propiedad que acentúa la entrada de elementos no esenciales (Kojadinovic *et al.*, 2007). Considerando la posición trófica alta y capacidades de acumulación de elementos, los peces de pico pueden acumular altas concentraciones de elementos en comparación a organismos de niveles tróficos inferiores.

En el medio acuático, la asimilación y/o acumulación de elementos en los peces está controlada por el ingreso del contaminante desde dos fuentes principales (e. g., disuelto en

agua y del alimento), por la capacidad de excreción y rutas de acumulación, y en ocasiones por el crecimiento de los organismos. El incremento en la concentración de un contaminante en un pez a partir de la dieta y de lo que está disuelto en el agua es referido como bioacumulación (Páez-Osuna *et al.*, 2011). Un elemento acumulado en un organismo es transferido e incrementado o no a lo largo de la cadena alimenticia (Gray, 2002). Estudios sobre metales no esenciales han documentado que el Hg es bioacumulado a lo largo de la trama trófica en las comunidades marinas (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011; Ordiano-Flores *et al.*, 2012), pero elementos como el Cd o Pb pueden ser transferidos pero no incrementados al pasar de un nivel trófico a otro (p.e., una biodisminución) o ser interrumpido en algún momento a lo largo de la trama trófica (Jara-Marini *et al.*, 2009; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014). Por lo que surge la pregunta de saber por qué las concentraciones de ciertos elementos se biomagnifican y otras veces no.

La investigación sobre la transferencia trófica de elementos ha sido abordada con el estudio conjunto de análisis de niveles de contaminantes y ecología trófica en organismos tanto de agua dulce como marinos (Fry, 2006; Pethybridge *et al.*, 2012). Las preferencias alimenticias y nivel trófico en los organismos marinos son usualmente resueltos utilizando contenidos estomacales y mediante observación directa de los depredadores en su alimentación (Abitia-Cárdenas *et al.*, 1999; Olson y Galván-Magaña, 2002); sin embargo, semejantes aproximaciones tienen ciertas limitaciones debido a que reflejan una instantánea de lo que ha comido en ese momento del muestreo (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014). Para obtener un mejor conocimiento de las relaciones tróficas se han utilizado trazadores químicos de isótopos estables de carbono y nitrógeno. Las proporciones de $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$) son usualmente empleadas para establecer el origen de una trama trófica y para reconocer las fuentes de carbono (p.e., oceánico vs costero; bentónico vs pelágico) (Vander Zander y Rasmussen, 2001; Sampson *et al.*, 2010; Torres-Rojas *et al.*, 2013). La proporción de $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$) en las proteínas de un consumidor es enriquecida entre 3‰ y 5‰ en comparación a la de su dieta (Post, 2002), y esta proporción es un indicador de su posición trófica.

A pesar de la evaluación de niveles de contaminantes en los tejidos de peces capturados en vida libre, hay pocos estudios que demuestren relaciones entre las concentraciones de metales no esenciales y la dieta de peces de pico (Kojadinovic *et al.*, 2007; Escobar-Sánchez, 2010; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015) pero no para otros peces (Amiard *et al.*, 1980; Barwick y Maher, 2003; Dehn *et al.*, 2006). Las señales de isótopos estables han mostrado una relación directa con el tipo de dieta de los organismos dependiente de la tasa de renovación del tejido

analizado (Estrada *et al.*, 2003; MacNeil *et al.*, 2005). Por ejemplo, la sangre (con una tasa de recambio rápida) indica una asimilación reciente (*e.g.* días, semanas); mientras que el músculo, con tasa de renovación más lenta, indica la acumulación de elementos en un periodo de tiempo mayor (*e. g.*, meses) (Hobson *et al.*, 1996). Diferencias en la tasa de recambio de elementos y tasa de recambio isotópica podrían ser mínimas y la información de contaminación y fuentes tróficas pueden ser comparables.

En este estudio se investigó la bioacumulación de cadmio (Cd), plomo (Pb), mercurio (Hg) y selenio (Se) en dos especies de pelágicos mayores (marlín rayado y marlín azul) capturados al suroeste del Golfo de California. Además, se analizó el efecto del tipo de alimentación y la posición trófica sobre la acumulación de los elementos en la cadena trófica de los marlines. Finalmente, considerando el valor nutricional que representa el consumo de pescado, y el nivel de contaminación en los peces de pico que son comercializados de manera local en el Golfo de California, los resultados de este estudio fueron discutidos en presencia de las normas nacionales e internacionales que regulan el contenido máximo de metales pesados en productos del mar.

2. ANTECEDENTES

2.1. Cadmio, plomo, mercurio y selenio

Uno de los metales ampliamente reconocidos a nivel mundial por su toxicidad, es el Cd. El cadmio es obtenido como subproducto del tratamiento metalúrgico del zinc y el plomo, que junto con otras actividades industriales tales como el uso de fertilizantes, galvanizantes, pigmentos y baterías de níquel-cadmio constituyen importantes fuentes de contaminación ambiental (Moncayo *et al.*, 2010). La excesiva acumulación de Cd en el cuerpo humano ocasiona problemas de disfunción renal, daños en el esqueleto y deficiencia reproductiva (Cope *et al.*, 2004). Los alimentos pueden contaminarse con Cd a través de varias vías. Siguiendo una cadena terrestre, el Cd puede pasar desde el suelo y agua contaminada a los vegetales y, de estos, a los animales y al humano. Los sistemas acuáticos también forman parte de una cadena de acumulación biológica del Cd, sobre todo a través de crustáceos y moluscos, los que al ingerir plancton que contenga el metal, acumulan este en su organismo (Rainbow, 1998).

El Cd es adquirido y acumulado por los organismos acuáticos tanto al encontrarse en solución, como al estar asociado a material particulado que posteriormente es ingerido (al beber agua, o bien al comer asociado a los alimentos). Según Páez-Osuna y Tron-Mayén (1995), la frecuente presencia de cadmio en ciertos tejidos u órganos de crustáceos, obedece a las funciones reguladoras y homeostáticas que en sus células se llevan a cabo. De esta forma los estudios han mostrado que el metal una vez incorporado a través de la ingesta o branquias, es transportado hacia el hígado o hepatopáncreas para su posterior neutralización o desintoxicación. En el hígado se une a una proteína de bajo peso molecular, cuyas pequeñas cantidades de este complejo proteína-cadmio pasan continuamente del hígado al torrente sanguíneo, para ser transportado a los riñones y filtrado a través de los glomérulos y, posteriormente, ser reabsorbido y almacenado en las células tubulares del riñón.

El Pb es un metal que está ampliamente distribuido en el ambiente, se le puede encontrar desde zonas urbanizadas hasta los sitios más remotos del planeta. Su emisión está relacionada principalmente por su intenso uso como aditivo de las gasolinas y por el auge del desarrollo industrial, se estima que en México se han emitido más de un millón y medio de toneladas métricas de tetraetilo de plomo durante el periodo de 1940's–1997 (Soto-Jiménez *et al.*, 2006). Debido a la emisión histórica de plomo, se han documentado concentraciones relativamente elevadas de plomo en el agua, sedimentos, plantas y animales de ambientes

costeros subtropicales en el Golfo de California (Soto-Jiménez *et al.*, 2008). El plomo es un metal no esencial, es decir, sin función biológica conocida. Los organismos, particularmente en el humano, están expuestos a Pb por inhalación o ingestión. Por inhalación llega por medio de las vías respiratorias al pulmón y luego a la sangre, por ingestión pasa por la faringe, llega al tracto gastrointestinal, una parte va al hígado y otra a la sangre, desde donde se distribuye a los tejidos blandos, al hígado, tejidos óseos, riñón, piel, colon. Una parte de lo que se va a la piel (pelo, sudor, uñas), riñón (orina) y colon (heces) es excretado. Todo lo demás se acumula en los otros órganos.

Las partes comestibles de peces registran más de 5.3 mg Pb/Kg peso húmedo (p. h.), mientras que valores mayores, en mg Pb/Kg p. h., se registran en otros tejidos, 9.7 en el bazo, 4.8 en vertebras, y 6.3 en viseras (Eisler, 2010). Las concentraciones de Pb en individuos completos suelen ser mayores a las de músculo e hígado, debido probablemente a la acumulación del Pb en las partes duras, tales como el hueso (Hall *et al.*, 1978). Teniendo en cuenta la presencia de una distribución diferencial de en los tejidos, como se menciona para el Pb, es de considerar el tipo de tejido en las evaluaciones de contaminación y procesos de acumulación, ya que es posible que cierto tejido no refleje una biomagnificación.

En el caso del Hg sus compuestos orgánicos son los que predominan en el ambiente, que se originan de la transformación de mercurio inorgánico por los microorganismos para formar compuestos alquil-mercúricos, principalmente metil-mercurio (Metil-Hg). La principal fuente de exposición a metil-Hg son los alimentos, en particular, los peces; en estos se han encontrado concentraciones altas de metil-Hg, de hasta >1 mg/kg (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011). Aparentemente, los niveles altos de acidificación en ríos, lagos y corrientes favorecen la presencia de Hg en suelos, sedimentos y su conversión a metil-Hg (Jara-Marini *et al.*, 2012). En animales como las focas del Ártico, el riesgo de intoxicación de Hg es alto debido a que tienen dietas altas de pescado. La contaminación del pescado por mercurio ha propiciado una reducción en su consumo en muchos países, incluidos México (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). Estudios publicados manifiestan que en especies depredadoras como el pez espada y especies de tiburones, los valores de Hg pueden ser de 0.5 a 1.5 mg/kg (Escobar-Sánchez, 2010), en comparación con las concentraciones en peces de agua dulce que pueden ser de 0.2 a 1.0 mg/kg; aunque luego esto depende de la cercanía a una zona de emisión (Moncayo *et al.*, 2010).

El selenio (Se) es considerado un elemento antagónico que previene la toxicidad de Hg. El primer reporte sobre el efecto de protección de Se contra la toxicidad de Hg apareció en 1967 (Pařzek y Ořtádalová, 1967). Desde entonces, numerosos estudios han demostrado que el Se contrarresta los impactos adversos de exposición a Hg (Curvin-Aralar y Furnes, 1991; Yang *et al.*, 2008) incluyendo el Se en atún aleta amarilla (Ordiano-Flores *et al.*, 2012), y el del pez espada (Freidman *et al.*, 1978). La habilidad del Se para disminuir la acción tóxica del Hg ha sido establecida en los organismos a partir de la alta afinidad de unión entre el Se y Hg (Whanger, 1985), pero investigaciones recientes han demostrado que la suplementación de Se protege contra la toxicidad de Hg al compensar la pérdida y secuestró de Se por el Hg (Raymond y Ralston, 2004). El Se previene la letalidad y otras consecuencias adversas asociadas con la toxicidad del Hg en adultos, adolescentes en crecimiento, y descendencia expuesta en el útero (Kaneko y Ralston, 2007). Por lo que, la presencia de Se en peces oceánicos y el significativo efecto de protección contra la exposición de Hg son de importante consideración en las normas de seguridad alimentaria.

Además, el Se es un oligoelemento nutricionalmente esencial que es requerido para la actividad de más 25-35 enzimas con funciones importantes (Behne *et al.*, 2000). Aunque normalmente se presenta en todas las células de todas las formas de vida superior, las funciones de semejantes enzimas son de especial importancia en el cerebro (Schweizer *et al.*, 2004) y órganos endocrinos (Kohrle *et al.*, 2005). Estas enzimas muestran numerosas funciones antioxidantes (Behne *et al.*, 2000) y junto con otras formas moleculares que contienen Se, muestran un papel importante en la prevención de cáncer (Schrauzer, 2000) y en mantener un saludable sistema inmune (Beek *et al.*, 2003).

2.2. Estudios de transferencia de Cd, Pb, Hg y Se en México

Estudios sobre contaminación de elementos no esenciales se han realizado en diversos organismos acuáticos representativos de los ecosistemas costeros de México. Por ejemplo, en ambientes asociados al Golfo de California (*e.g.*, Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011; Jara-Marini *et al.*, 2012), una zona de gran importancia ecológica y económica, que ofrece alimento y refugio para la reproducción y crianza de una gran variedad de especies marinas. En semejantes trabajos se analizan especies de pelágicos mayores (*i.e.*, tiburones, atunes, peces de pico) y sobre todo en aquellas especies que son consumidas por la población. En el caso de peces de pico se han registrado concentraciones de Hg (Escobar-Sánchez, 2010; Soto-Jiménez *et al.*, 2010; Vega-Sánchez *et al.*, 2016) que

superan los niveles máximos permisibles del contenido de metales pesados en productos del mar adoptados por las normas mexicanas (Secretaría de Salud, 2009). Por lo que surge la preocupación de evaluar los niveles de metales en especies de peces que son preferentemente consumidos por la población y que se desconoce el riesgo que representa su consumo.

En la acumulación de plomo no se tiene claro si las concentraciones de este elemento en los tejidos de especies se incrementan o disminuyen cuando se pasa de un nivel a otro. Estudios realizados sobre el tema en organismos acuáticos de ambientes del Golfo de California (*e.g.*, Soto-Jiménez *et al.*, 2008; Jara-Marini *et al.*, 2009) consideran que no ocurre una biomagnificación del plomo en la cadena trófica, sino una biodisminución. Para probar esta hipótesis Soto-Jiménez *et al.* (2011) evaluaron la transferencia de Pb en una cadena trófica simulada desde un productor primario (fitoplancton *Tetraselmis suecica*) hasta un consumidor secundario (camarón blanco *Litopenaeus vannamei*). Los resultados del estudio mostraron un sustancial incremento en los niveles de Pb en el fitoplancton respecto a la solución en el agua, seguida de una disminución significativa en la concentración del Pb en el zooplancton, y el camarón respecto al zooplancton. Lo que evidencia una biodisminución del Pb hacia los niveles tróficos superiores.

En el sistema Alta-Ensenada del Pabellón, una laguna subtropical costera al sureste del Golfo de California, se ha generado información cuantitativa sobre la biotransferencia de Cd, Pb, y Zn en organismos que componen la red trófica (productores primarios a depredadores tope) de dicha comunidad. Mediante la evaluación de 31 interacciones tróficas, 20 casos resultaron en factores de transferencia trófica (FT) $>$ 1.0 para Cd, 14 para Pb, y 18 casos para Zn; para Cd, muchos de los FT $>$ 1 se presentaron principalmente entre niveles tróficos inferiores; para Pb, muchos de los FT $>$ 1 se presentaron en niveles tróficos superiores, y para Zn, gran parte de los FT $>$ 1 se registraron en niveles tróficos inferiores. Los autores evidencian una parcial biomagnificación de Cd, Pb, y Zn en un sistema moderadamente contaminado (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008).

En otro estudio realizado por Jara-Marini *et al.* (2009), se estudió la transferencia trófica de metales pesados y las relaciones tróficas en la biota y fuentes de alimento de una laguna costera subtropical al sureste del Golfo de California. Los resultados mostraron que las concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn en sedimento estuvieron dentro de los criterios que regulan su calidad. Las concentraciones de los metales en los organismos variaron ampliamente entre grupos de organismos y dentro un mismo taxa relacionados. Valores de

$\delta^{13}\text{C}$ variaron significativamente entre organismos de diferentes grupos tróficos, mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaron de acuerdo a sus hábitos alimenticios. En cuanto a la transferencia trófica de los metales, dicho proceso no fue positivo (factor de biomagnificación < 1) a través de la cadena trófica. Pero, una parcial transferencia trófica fue positiva para Cu y Zn involucrando tres niveles tróficos (de fitoplancton a consumidores secundarios).

Los efectos que pueden causar las actividades humanas fueron evidenciados en la transferencia de Hg dentro de una red trófica definida en una laguna costera Estero de Urías (SE de Golfo de California) urbanizada, y utilizando análisis de isotopos estables de carbono y nitrógeno (Jara-Marini *et al.*, 2012). Las concentraciones de Hg en agua de mar ($0.045\text{-}0.078 \mu\text{g L}^{-1}$) fueron inferiores a los que se han encontrado en áreas costeras altamente contaminadas alrededor del mundo ($0.18\text{-}16 \mu\text{g L}^{-1}$). La secuencia de bio-acumulación de Hg en las especies involucradas estuvo determinada de acuerdo al grupo funcional trófico: consumidores terciarios ($0.85\text{-}1.15 \mu\text{g g}^{-1}$) $>$ consumidores secundarios ($0.084\text{-}0.168 \mu\text{g g}^{-1}$) $>$ consumidores primarios ($0.014\text{-}0.160 \mu\text{g g}^{-1}$) $>$ productores primarios ($0.016\text{-}0.056 \mu\text{g g}^{-1}$). Las concentraciones de Hg se incrementaron por cada sucesiva posición trófica estimada a través de los valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$, aunque estas relaciones fueron diferentes entre la estación lluviosa y seca. Los autores concluyen que el efecto positivo de transferencia (factor de biomagnificación >1) a través de la cadena trófica fue probablemente aumentado por las condiciones ambientales que favorecen la metilación de Hg (e.g., sedimentos finos ricos en materia orgánica, y cambios en las condiciones redox, pH y temperatura) presentes en aguas costeras urbanizadas.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2014) evaluaron el grado de biomagnificación de Cd y Pb en atún aleta amarilla *Thunnus albacares* y barrilete *Katsuwonus pelamis* y la distribución de metales en sus tejidos. Adicionalmente midieron Po-210 en el hígado de ambas especies y compararon sus resultados con similares estudios. La posición trófica de los atunes fue determinada por el isotopo estable $\delta^{15}\text{N}$. La actividad de Po-210 en el hígado varió de 119 a 157 (Bq kg^{-1} peso húmedo) en barrilete y aleta amarilla. El contenido de Cd se incrementó significativamente con la posición trófica del atún. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ en atún aleta amarilla y barrilete fueron de 3.13 y 1.88‰, respectivamente. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en *T. albacares* fueron mayores que los de *K. pelamis*. Por lo que la posición trófica de atún aleta amarilla (4.60 ± 0.67) fue más elevada que la del barrilete (3.94 ± 1.06). Finalmente el Pb presentó una biomagnificación en *T. albacares* (factor de transferencia=1.46).

3. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA

Los depredadores tope a menudo acumulan grandes cantidades de contaminantes persistentes a través de la biomagnificación de compuestos recibidos a partir de las presas consumidas. Los peces pelágicos mayores, como los tiburones, atunes y peces de pico, están en riesgo potencial debido a las altas concentraciones que se registran en ellos (Cai *et al.*, 2007; Kojadinovic *et al.*, 2007; Escobar-Sánchez, 2010). De hecho, toxicidad reproductiva y no reproductiva ha sido encontrada en depredadores piscívoros que habitan aguas rivereñas y costeras donde las concentraciones de contaminantes son generalmente mayores que en mar abierto (Burger *et al.*, 2002).

El impacto en los grandes peces pelágicos puede presentarse a nivel ecológico en un desequilibrio del funcionamiento de la comunidad marina debido a que muchas de las especies de depredadores se ubican en niveles superiores de las cadenas tróficas que controlan las poblaciones de especies de niveles inferiores. Además, muchas de estas especies de peces son consumidas mayormente en zonas costeras cuya población desconoce en gran medida la presencia de metales tóxicos (i.e., As, Cd, Pb y Hg) en los tejidos comestibles de los pelágicos mayores y sus efectos nocivos sobre la salud humana (Storelli *et al.*, 2005). Por lo que los niveles de oligoelementos en los peces fueron comparados con los umbrales de riesgo adoptados por las autoridades de salud en México y estándares internacionales.

La acumulación de elementos no esenciales en organismos acuáticos depende de la contaminación en su medio, del papel fisiológico de cada elemento, y de la especiación química del elemento (Fisk *et al.*, 2001), así como de factores biológicos y ecológicos (Kojadinovic *et al.*, 2007). En este estudio se investigó el efecto de la dieta y posición trófica sobre la acumulación de Cd, Pb Hg y Se a lo largo de la cadena trófica de marlín rayado *Kajikia audax* y marlín azul *Makaira nigricans*. Además, las concentraciones de elementos en tejidos analizados fueron discutidas en relación a la talla, sexo mes de captura de los marlines.

4. PREGUNTAS E HIPÓTESIS

Aunque se ha observado una relación de las concentraciones de Hg dependiente del nivel trófico (Escobar-Sánchez, 2010; Kehrig *et al.*, 2013), para otros metales como el Cd o Pb no es del todo igual (Jara-Marini *et al.*, 2009). Por lo que las principales interrogantes planteadas son las siguientes: ¿Elementos como Cd, Pb, Hg y Se son transferidos y acumulados de la misma manera? ¿Ocurre biomagnificación de Cd, Pb, Hg y Se en dos especies de peces de pico del Golfo de California?

La hipótesis de este estudio planteada es que las concentraciones de oligoelementos reflejan el tipo de dieta, y los niveles tróficos de los organismos. Los depredadores tope y especies carnívoras tendrán las mayores concentraciones que las especies de niveles tróficos inferiores y especies herbívoras, omnívoras o planctívoras.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Investigar el efecto de la biología y ecología trófica de marlín rayado (*Kajikia audax*) y marlín azul (*Makaira nigricans*) sobre la acumulación y transferencia trófica de Cd, Pb, Hg y Se.

5.2. Objetivos particulares

- Cuantificar las concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se en tejido muscular, hígado y sangre de *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* y evaluar su variabilidad por talla corporal, sexo, tejido y especie.
- Analizar el contenido estomacal de los marlines para obtener información de la alimentación en la zona de estudio y obtener muestras de las presas principales.
- Cuantificar las concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se en las presas de los marlines y calcular el factor de transferencia (FT) entre el consumidor y la presa.
- Determinar las señales isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en los marlines para obtener información de los hábitos alimenticios y la posición trófica, respectivamente.
- Cuantificar las señales isotópicas en las presas para reconstruir la estructura trófica de los marlines y su relación con los niveles de Cd, Pb, Hg y Se.
- Aplicar modelos de mezcla isotópicas con el fin de estimar que presas son las que mayormente contribuyen en la dieta de los marlines y cuáles de estas son las principales fuentes de entrada de Cd, Pb, Hg y Se.
- Evaluar los perfiles de biomagnificación de Cd, Pb, Hg y Se en *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* relacionando las concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se con los valores $\delta^{15}\text{N}$ o nivel trófico.

6. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio, queda comprendida en un radio de 50 millas náuticas a partir de la línea de costa de Cabo San Lucas donde opera la flota de la pesca deportiva, en la parte suroeste del Golfo de California (Fig. 1). Dicha zona presenta una diversidad de caracteres topográficos que incluye cañones y montañas submarinas, así como una dinámica en las condiciones oceanográficas debido a la interacción de las corrientes oceánicas en la boca del Golfo de California (Trasviña-Castro *et al.*, 2003). Las montañas submarinas constituyen sitios importantes de concentración de peces, debido a los fuertes vientos y movimientos locales que propician que las masas de agua interactúen con las costas, islas y las propias cimas de las montañas submarinas, formando condiciones oceanográficas intensas como remolinos y surgencias (Klimley y Butler, 1988).

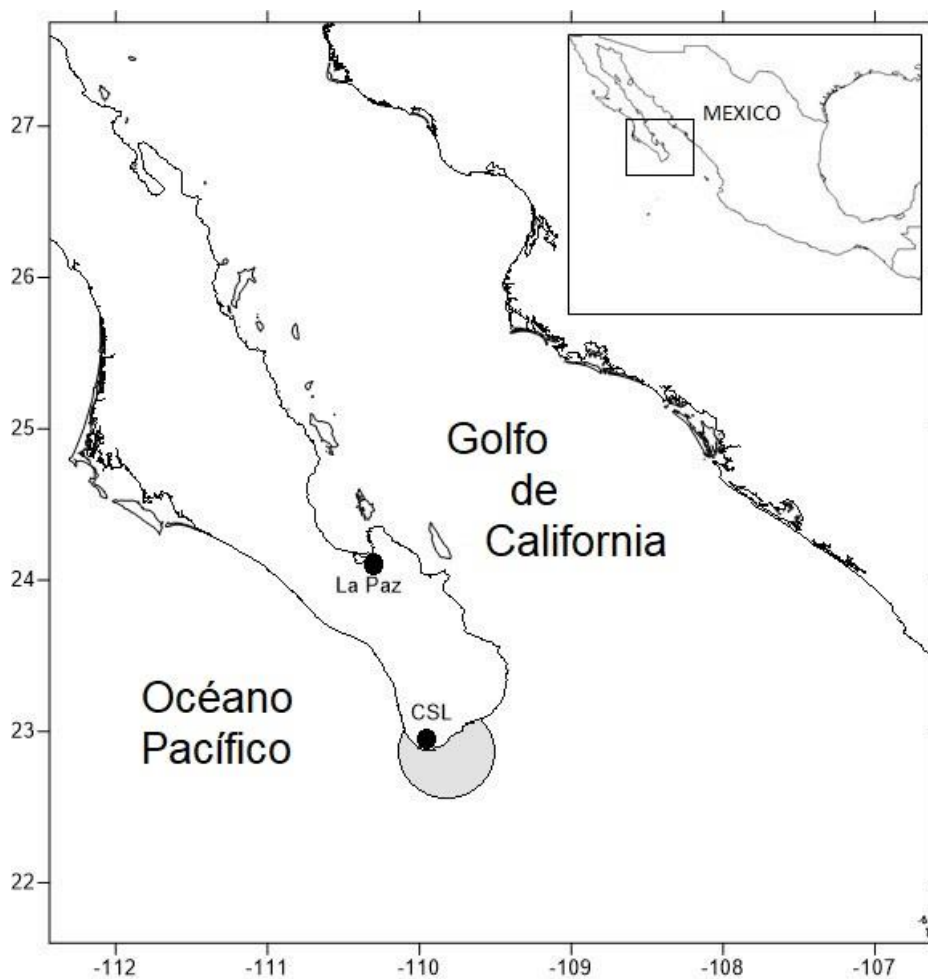


Figura 1. Localización aproximada de la zona de muestreo (zona gris) al suroeste del Golfo de California. CSL = Cabo San Lucas.

Con respecto a la circulación, el área de estudio está influenciada por la Corriente de California y la Corriente Norecuatorial. La Corriente de California, que sigue una dirección sur paralelo a la costa, transporta aguas de origen subártico, hacia el sur a lo largo de la costa oeste de Estados Unidos y de la península de Baja California; los límites, la dirección y la velocidad de esta corriente varían considerablemente con la época del año y se caracteriza por su temperatura y salinidad relativamente bajas y por un alto contenido de oxígeno disuelto (Sverdrup *et al.*, 1942). Mientras que la Corriente Norecuatorial transporta aguas de origen trópico-occidentales, que se caracterizan por valores altos de temperatura y salinidad y bajos niveles de oxígeno disuelto, esta corriente y la de California se encuentran en las inmediaciones de Cabo San Lucas y Cabo Corrientes, dando origen a pronunciados gradientes en estos sitios (Sverdrup *et al.*, 1942). Frente a la península, el flujo de la corriente de California se incrementa en invierno; posteriormente, en verano, ante el debilitamiento de los vientos septentrionales se incrementa una contracorriente costera, llamada corriente de Davidson, que circula en dirección norte (Robles-Gil, 1985). En verano y otoño, la corriente de California se desplaza lentamente hacia el sur, pero mar adentro, y se incrementa la influencia de la corriente de Davidson. En primavera, la corriente de California fluye próxima a la costa, reduciendo al mínimo la contracorriente superficial de Davidson, y condiciona la aparición de surgencias a lo largo de la costa.

Los metales y metaloides pueden existir en el ambiente de manera natural a partir de la erosión de suelos y rocas o la actividad volcánica, o a partir de las actividades humanas. Pero la mayor fuente de emisión de sustancias tóxicas al ambiente es de origen antropogénico a través de actividades relacionadas con la utilización o extracción de sustancias que contienen elementos tóxicos (Shumilin *et al.*, 2000). Junto con estos aportes derivados de la presencia del hombre, existen fuentes naturales que contribuyen en la presencia de metales y metaloides en las costas que bordean el Golfo de California (Paéz-Osuna *et al.*, 2017). Particularmente, la Península de Baja California Sur se asienta sobre yacimientos minerales que se ven reflejados en la presencia de metales en los sedimentos asociados a centros mineros de la región (Shumilin *et al.*, 2000). Por lo que, estas fuentes pueden contribuir en la presencia y transferencia de elementos esenciales y no esenciales en los ecosistemas marinos de la zona.

Una de las actividades económicas importantes en la zona costera es la pesquería donde interviene personal de manera directa o indirecta. En esta parte del país abundan una gran variedad de diferentes peces pelágicos (*e.g.*, atunes, marlines, tiburones, dorado cabrilla, jurel, wahoo, pez gallo, etc.) que son capturados tanto en el Golfo de California y en el Océano

Pacífico (GBCS, 2007). Particularmente, las especies de peces de pico son peces objetivo de las embarcaciones de la pesca recreativa, que generalmente son vendidos frescos a hoteles, restaurantes y otros sitios de comida en áreas urbanas, mientras que otros son procesados y transferidos dentro de la zona o exportados a países vecinos.

7. ESPECIES DE ESTUDIO

El término “peces de pico” es un término ampliamente aceptado para nombrar a los peces de las familias Xiphiidae e Istiophoridae, caracterizados por tener la mandíbula superior extremadamente alargado, a manera de pico. Constituyen un grupo de especies pelágicas distribuidas en las regiones tropicales y subtropicales de todos los océanos del mundo (Graves y McDowell, 2015). En el océano Pacífico Mexicano, los peces pico están representados por una sola especie de la familia Xiphiidae el pez espada y cinco especies en la familia Istiophoridae, marlín azul *Makaira nigricans*, marlín rayado *Kajikia audax*, marlín negro *Istiompax indica*, pez vela *Istiophorus platypterus* y pez de pico corto *Tetrapturus angustirostris* (Actualización de la Carta Nacional Pesquera, 2012).

El marlín azul se caracteriza por presentar un cuerpo alargado, no fuertemente comprimido, dorso azul, vientre blanco-plateado; membrana de la primera aleta dorsal azul-negrucza, sin manchas, las demás aletas pardo-negruczas; cuerpo con unas 15 franjas verticales, cada una formada por manchas y líneas azul claras. La talla máxima de unos 4.3 m de longitud total; común hasta 3.5 m (Nakamura, 1995). Mientras que marlín rayado se distingue por presentar un cuerpo alargado y comprimido. Mandíbula superior prolongada en un pico. El dorso azul oscuro, vientre blanco-plateado; membrana de la primera aleta dorsal azul-negrucza, las demás aletas pardo-negruczas; cuerpo con unas 20 franjas verticales formadas por varias manchas y líneas azul claras. Alcanza una talla máxima de 3.4 m de longitud total; común hasta 2.9 m (Nakamura, 1995).

Los marlines son depredadores superiores que habitan amplias regiones oceánicas, dentro de las cuales realizan migraciones (Abitia-Cárdenas *et al.*, 1997; Abitia-Cárdenas *et al.*, 1999;). En México, estas especies se encuentran reservadas a la pesca deportiva dentro de una franja costera de 50 millas, fuera de la cual se permite la pesca comercial (Soto-Jiménez *et al.*, 2010). Aunque existen registros aislados de captura de marlín azul para casi todas las épocas del año, la mayor incidencia se registra durante el verano y el otoño, cuando la temperatura superficial del mar supera los 26°C (Actualización de la Carta Nacional Pesquera, 2012). A través de estudios de movimientos y migración de peces pelágicos que

utilizan marcas convencionales se sabe que los marlines arriban al sur del Golfo de California a principios de verano, en el caso de marlín azul se ha observado que este migra al Golfo de California desde la región ecuatorial en primavera (Seki *et al.*, 2002).

Aunque la movilidad de los peces de pico puede ser muy amplia, su distribución en la zona del Golfo de California se centra en aquellos sitios donde sus procesos alimentarios se llevan a cabo. En estudios de hábitos alimenticios se ha mostrado que la composición de presas de peces de pico en las costas de México no han cambiado drásticamente en las últimas dos décadas (Abitia-Cárdenas *et al.* 1997). Cabo San Lucas parece ser un área con poblaciones estables de presas, probablemente resultado de la prevalencia de condiciones oceanográficas favorables (Álvarez, 1983). A estos sitios, se les identifica como biotopos de presas donde la productividad primaria y zooplancton son relativamente altos y el número de peces meso pelágicos y batipelágicos, y macroplancton son abundantes.

Se ha reportado que la región de Los Cabos (sur del Golfo de California) es una zona de migración del marlín rayado *Kajikia audax*, donde una fracción de la población con una longitud modal de longitud postorbital <200 cm (peces pequeños) consume y almacena energía durante el verano para prepararse para la reproducción. Marlines con una longitud postorbital ≥ 200 cm migran más al sur de Baja California a una área registrada (islas Revillagigedo), pero no verificada, zona de desove (Abitia-Cárdenas *et al.*, 2002).

8. MATERIALES Y METODOS

8.1. Muestreo

8.1.1. Recolección de peces

En este estudio se consideró un plan de muestreo cuando aparecen los peces de marlín azul *Makaira nigricans* y marlín rayado *Kajikia audax* en los meses de verano-otoño de mayor abundancia durante el pasado 2015. El muestreo biológico consistió de la recolecta de muestras frescas a partir de las capturas de la pesca deportiva que opera en Cabo San Lucas, Baja California Sur, México (Fig. 1). En la captura de marlines se pueden capturar tanto organismos juveniles como adultos; sin embargo debido a que en la pesca deportiva está prohibido capturar animales pequeños, especímenes con un peso menor a 120 kg no fueron considerados (Actualización de la Carta Nacional Pesquera, 2012).

Cada ejemplar fue identificado, medido (longitud postorbital (LPO) de la órbita posterior del ojo a la furca de la cola caudal), sexado, y en la medida de lo posible pesado. Muestras de músculo blanco de la parte anterior alrededor del rostro entre la primer aleta dorsal y la línea lateral (~100 g) fueron recolectadas de los marlines. También fueron tomadas muestra de hígado (~100 g) de cada ejemplar. Con la ayuda de una jeringa de 5 mL y aguja fueron recolectadas muestras de sangre (aprox. 4 mL) de la vena caudal principal y depositada en tubos con heparina para evitar su coagulación. Finalmente, de cada organismo fue removido el estómago para obtener información sobre la alimentación. En la tabla 1 se muestra un resumen del número de muestras tomadas de los peces marlín. Todas las muestras se depositaron en bolsas de plástico previamente etiquetadas y se colocaron inmediatamente en hielo para ser transportadas y ser congeladas (-20°C) hasta su procesado.

Tabla 1. Tamaño de muestra de especies de marlín capturados en el 215 al suroeste del Golfo de California. LPO=longitud postorbital. H=hembra. M=macho. I=indeterminado.

Especie	Mes	n	LPO (cm)	Sexo (H, M, I)	Sangre	Hígado	Músculo	Estómago*
<i>K. audax</i>		34	158±12.4	(14, 19, 1)	27	34	34	20
	Octubre	19	159±13.3	(7, 12)	15	19	19	8
	Noviembre	2	150±5.7	(0,1,1)	2	2	2	1
	Diciembre	13	158±11.7	(7, 6)	10	13	13	11
<i>M. nigricans</i>		22	184±37.3	(12,8,2)	13	22	22	9
	Octubre	13	201±38.5	(7, 6)	7	13	13	4
	Noviembre	8	158±16.0	(4, 2, 2)	5	8	8	4
	Diciembre	1	165	(1, 0)	1	1	1	1

* Estómagos con contenido estomacal

8.1.2. Dieta de peces de pico

Los contenidos estomacales fueron procesados, y analizados como lo describen Olson y Galván-Magaña (2002). En el laboratorio, los estómagos fueron descongelados, registrando estómagos vacíos y llenos para obtener el número de estómagos analizados, y los contenidos estomacales fueron removidos. Los peces, cefalópodos y crustáceos completos no digeridos fueron identificados utilizando claves taxonómicas apropiadas (Fisher *et al.*, 1995). Peces presa en un estado avanzado de digestión fueron identificados por características de vertebras (número y posición), y mandíbulas de cefalópodos fueron identificadas utilizando las claves y referencias fotográficas pertinentes (Clarke, 1986; Inverson y Pinkas, 1971; Wolff, 1982; 1984). Para comparar y validar la identificación de las presas fueron utilizados los esqueletos de pez y picos de cefalópodos de las colecciones del laboratorio de peces del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) en la Paz, BCS, México.

8.2. Análisis de oligoelementos

8.2.1. Procesado de las muestras

Submuestras de tejido muscular, hígado y sangre congeladas, fueron sometidas a un proceso de deshidratación por liofilización. El proceso de liofilización fue realizado en una liofilizadora Labconco a -43°C y 200×10^{-3} mBar por un periodo de 72 h. Después de la liofilización las muestras fueron homogenizadas en un mortero semiautomatizado (Reish) de ágata y también de forma manual en un mortero de Teflón.

En el caso de las presas, la determinación de metales y el metaloide, dependió de la obtención de organismos no digeridos o en estado de digestión no muy avanzado. Tejido muscular fue recolectado de peces, manto de los cefalópodos, y abdomen de los crustáceos. Además, se consideró el análisis de metales en ejemplares completos lo cual dependió de poder hacer un homogenizado representativo del organismo. En organismos pequeños fue más simple; simplemente se preparó un homogenizado con todo el organismo completo y de allí se tomaron las alícuotas (~15–50 g) para los análisis. Cuando se trató de organismos mayores, el material fue homogenizado en una licuadora (u otro equipo equivalente), utilizando trozos pequeños y haciendo un gran homogenizado, luego este material fue liofilizado, una parte representativa o todo (registrando siempre antes el peso, para poder calcular la humedad), y una vez liofilizado es más fácil asegurar la homogenización con la ayuda de un molador.

Alícuotas de muestra seca (~0.250 g), molida y homogenizada fueron sometidas a una digestión ácida utilizando vasos de digestión de teflón con capacidad de 60 mL (Savillex). En cada vaso de digestión, una vez colocada la muestra, se adicionaron 3 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃ Ultrapuro >65%, Trace metal analysis J.T. Baker) para músculo y sangre, y adicionalmente 2 mL de peróxido de hidrógeno (H₂O₂) en hígado y presas completas. Las muestras fueron predigeridas durante toda la noche a temperatura ambiente, y la digestión fue completada en un sistema de placa a una temperatura constante de 110 a 120°C durante 4 horas. Las muestras digeridas se llevaron a un volumen final de 20 mL con agua desionizada (Milli-Q) y luego fueron conservadas en frascos de plástico previamente acondicionados y lavados en ácidos (baños con 2M HNO₃ y 2M HCl). Cabe mencionar que por cada corrida de digestión se incluyeron un blanco, duplicados y material de referencia certificado, DORM-4 (tejido muscular de tiburón, NRC-CNRC, 2012), y DOLT-5 (hígado de tiburón; NRC-CNRC, 2014) para verificar la precisión y exactitud de los métodos analíticos en la determinación de los metales y el metaloide

8.2.2. Determinación de oligoelementos

La cuantificación de las concentraciones de Cd y Pb, fueron determinadas por espectrometría de absorción atómica (EAA) en horno de grafito (GTA 110) en un equipo Varian, SpectrAA-220. Para la cuantificación de ambos metales fue utilizado un modificador de matriz para obtener una mayor temperatura de cenizas y mejorar la señal del analito en cada atomización. El modificador fue preparado a partir de 1 mL de solución de nitrato de paladio ([Pd(HNO₃)₂]; 10,000 mg Pd/L en HNO₃ al 15%, Merck) y 100 µL de nitrato de magnesio (Mg(NO₃)₂; 10,000 mg/L, Merck), y 8.9 mL de agua acidificada (HNO₃ al 0.2%) (Manual Perkin Elmer 2010).

El mercurio fue cuantificado como mercurio total, ya que estudios previos evidencian que más del 90% de mercurio total en los tejidos de peces se encuentra en forma orgánica como metil mercurio (MeHg) (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011). En tal caso las muestras fueron preparadas agregando 1 mL de HNO₃ al 50% (v/v) y 0.1 mL de dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) al 1% (p/v) a cada una de ellas. Posteriormente se dejaron reaccionar durante 4 horas. Las concentraciones de Hg fueron determinadas tras la reducción con SnCl₂ (20%, w/v) en HCl (20% v/v) utilizando EAA por generación de vapor en frío (Varian VGA-110HR). Las concentraciones de Se fueron cuantificadas mediante espectrometría de masas de plasma

acoplado inductivamente de alta resolución (HR-ICP-MS por sus siglas en inglés) utilizando un equipo Thermo Scientific element 2XR (Soto-Jiménez et al., 2008).

La exactitud y precisión de los métodos analíticos se determinó utilizando material de referencia certificado DORM-4 y DOLT-5. En DORM-4 los valores certificados son de 0.299 ± 0.018 mg/kg para Cd, 0.404 ± 0.062 mg/kg para Pb, 0.412 ± 0.036 mg/kg para Hg y de 3.45 ± 0.40 mg/kg para Se. En DOLT-5 los valores certificados son 14.5 ± 0.6 mg/kg para Cd, 0.162 ± 0.032 mg/kg para Pb, 0.44 ± 0.18 mg/kg para Hg, y 8.3 ± 1.8 mg/kg para Se. Los porcentajes de recuperación promedio de Cd fueron de $101.5 \pm 6.7\%$ en DORM-4; y de $99.9 \pm 12.6\%$ en DOLT-5. En Pb la recuperación varió en promedio de $75.2 \pm 10.2\%$ en DORM-4; y de $70.9 \pm 19.4\%$ en DOLT-5. Para el caso de Hg la recuperación promedio fue de $101.8 \pm 9.7\%$ en DORM-4; y de $104.5 \pm 8.2\%$ en DOLT-5. Los porcentajes de recuperación de Se variaron en promedio de 109.2% en DORM-4; y de 112.2% en DOLT-5. Cabe mencionar que el porcentaje promedio de recuperación de Pb tiene una sub-evaluación en el contenido de este metal que en promedio fue del orden de un 24.8 y 29.1%.

8.3. Análisis de isótopos estables

8.3.1. Procesado de las muestras

La determinación de señales isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ se realizó en tejido muscular, hígado y sangre de los marlines; así como en músculo de las presas. Las muestras de hígado fueron sometidas a un proceso de eliminación de lípidos ya que se ha cuestionado que el contenido de lípidos puede variar en los organismos e influir en las proporciones isotópicas de carbono (Bearhop et al., 2000). Muestras de hígado fueron sumergidas en una solución de Éter-Petróleo y colocadas en un zonificador durante 15 min y posteriormente enjuagadas con agua desionizada. Dicho procedimiento fue realizado tres veces para una misma muestra de hígado. Todas las muestras fueron deshidratadas en un liofilizador LABCONCO por 72 h a -45°C , a una presión de 24 a 27×10^{-3} mbar. Muestras secas fueron homogenizadas en un mortero de ágata y depositadas en viales. Submuestras de ~ 0.500 mg fueron pesadas utilizando una micro balanza Radwag MYA 2.3Y (resolución 0.001 mg) y empacadas en capsulas de estaño (8 x 5 mm).

8.3.2. Determinación de isótopos estables

La determinación del valor δ ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$), abreviado como $\delta^{15}\text{N}$, y el δ ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), abreviado como $\delta^{13}\text{C}$, del total de nitrógeno y de carbono en la muestra sólida previamente

homogeneizada (molida) se realizó en el Laboratorio de Espectrometría de Masas (LEsMa) del CICIMAR utilizando un analizador elemental (EA Costech) ECS 4010 para convertir el nitrógeno y carbono total de una muestra sólida en gas de N₂ y CO₂, respectivamente. El EA está conectado a un espectrómetro de masas de razones isotópicas de flujo continuo (Thermo Scientific Delta V Plus-IRMS), que determina la diferencia relativa en la proporción de isótopos estables de nitrógeno (¹⁵N/¹⁴N) del N₂ producto del gas y la diferencia relativa en la proporción de isótopos estables de carbono (¹³C/¹²C) del CO₂ producto del gas.

Las muestras secas empacadas en cápsulas de estaño se colocaron en orden de análisis en el automuestreador del EA. Con ayuda del software del equipo las muestras a determinado tiempo se depositan caer en el tubo de reacción (caliente 1020°C) que contiene un oxidante, donde la combustión se lleva a cabo en una atmósfera de helio saturada de oxígeno. Los productos de la combustión son transportados por el gas acarreador inerte que es helio a través de un horno de reducción más frío (650°C) para eliminar el exceso de oxígeno y para convertir todos los óxidos de nitrógeno en N₂ y a través de un tubo de secado para eliminar la humedad. Los productos en fase gaseosa, principalmente CO₂ y N₂, son separados por una columna cromatográfica de gases (GC). El gas separado se introduce luego en el IRMS a través de un Finnigan MAT ConFlo IV interface que sirve para introducir no sólo muestra en el IRMS, sino también los gases N₂ y CO₂ de referencia y helio para dilución de las muestras. Los picos cromatográficos resultantes secuencialmente entran en la fuente de iones del IRMS donde son ionizados y acelerados. El IRMS cuenta con un colector triple universal, con un Split en el medio que es capaz de medir las masas 28, 29, y 30 y con un cambio en los imanes pasar a medir las masas 44, 45, 46, de la muestra al mismo tiempo.

Las proporciones isotópicas son expresadas en notación δ como partes por mil (‰) de acuerdo a la siguiente ecuación (Post, 2002):

$$\delta X = ((R_{muestra}/R_{estandar}) - 1) \times 1000$$

donde X es ¹³C ó ¹⁵N y $R_{muestra}$ es la correspondiente proporción isotópica de ¹³C/¹²C ó ¹⁵N/¹⁴N y $R_{estandar}$ representa la proporción del correspondiente estándar. Los estándares utilizados para las proporciones isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) fueron referidos a la formación de piedra caliza Pee Dee Belemnite (PDM) y nitrógeno atmosférico (aire), respectivamente.

8.4. Análisis de datos

Para detectar la variación intra-específica e inter-específica sobre las concentraciones de los oligoelementos y las proporciones isotópicas de carbono y nitrógeno, los datos fueron ordenados por especie, sexo, tejido, y mes de captura. Previo a la aplicación de pruebas estadísticas, los datos fueron sometidos a pruebas de normalidad y homogeneidad de varianzas utilizando pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene, respectivamente. En el caso de no alejarse de la normalidad, pruebas estadísticas paramétricas fueron aplicadas, de lo contrario, pruebas no paramétricas análogas fueron aplicadas (Zar, 1999).

Diferencias en la composición isotópica ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) y concentraciones de oligoelementos (Cd, Pb, Hg y Se) para las dos especies de marlín entre tejidos (sangre, músculo e hígado), fueron examinadas utilizando un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías y una prueba post-hoc de comparaciones múltiples. Similar ANOVA de dos vía fue aplicado para detectar diferencias $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, Cd, Pb, Hg y Se en diferentes meses de muestreo y género en los tejidos para las especies de marlín, y pruebas post-hoc de comparaciones múltiples, respectivamente.

Un análisis de regresión fue aplicado para evaluar el efecto de la talla corporal sobre los valores de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, Cd, Pb, Hg, Se. Este método también fue aplicado para detectar dependencias entre las concentraciones de cada oligoelemento y las señales de isótopos estables. Un valor de p menor a 0.05 será considerado significativo (Zar, 1999). Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el paquete estadístico SPSS (versión 15, Chicago, IL).

Dieta y/o hábitos alimenticios: Para determinar si el número de estómagos analizado fue adecuado en la determinación del espectro trófico de los marlines se construyeron curvas acumulativas de presas. Primero, se realizaron aleatorizaciones (100 veces) de los datos observados en la matriz de número de estómagos versus presas acumuladas para obtener la curva ideal de acumulación de especies (EstimateS software; Colwell, 2006). Después, como un indicador del grado de variabilidad de la dieta, se calcularon coeficientes de variación (valores altos de coeficiente de variación indican mayor heterogeneidad de los valores). En este sentido, fue considerado un coeficiente de variación <0.05 para considerar una adecuada representación de los estómagos sobre el espectro trófico de cada marlín. Por último, se graficó la diversidad versus el número de estómagos analizados.

Para los análisis de contenido estomacal se consideró el estado de digestión de cada presa utilizando una escala de 1-4; donde 1=intacta o casi intacta; 2= parcialmente digerida y con piel, 3=completos o casi completos esqueletos con tejido y 4= únicamente restos de partes duras (huesos, escamas u otolitos de peces, y mandíbulas de cefalópodos). Fue estimada la importancia relativa de las presas en la dieta de los depredadores calculando el índice de importancia relativa (IIR) (Torres-Rojas *et al.*, 2013): $IIR = (\%N + \%W) \times (\%F)$, donde %N es el número de individuos de cada presa tipo y %W es el peso promedio de cada presa tipo, expresado como un porcentaje del número total o peso de todas las presas presentes en los contenidos estomacales, respectivamente. La frecuencia de ocurrencia (%F) de cada presa en cuestión (i.e. presencia o ausencia) en todos los contenidos estomacales que contengan alimento fue expresado como un porcentaje.

No todas las presas consumidas por un depredador contribuyen significativamente a la biomasa del consumidor a pesar de compartir similares valores isotópicos. Una manera de estimar la asimilación de presas al tejido de los consumidores es aplicando modelos de mezclas bayesianas de isótopos estables (MMBIS) (Jones *et al.*, 2014). Los MMBIS fueron aplicados a través del paquete SIAR (Stable Isotope Analysis) en R (SIAR; Parnell *et al.*, 2010). El modelo utiliza datos de $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ vía permutaciones Monte Carlo de cadena Markov para producir simulaciones de las proporciones alimentarias como fuentes a una mezcla (depredador). El modelo permite incorporar información previa (i.e., datos de contenido estomacal, factores de enriquecimiento) para contabilizar distintas fuentes de presas (Moore y Semmens, 2008).

En este estudio fueron utilizados factores de enriquecimiento o de discriminación trófica (FDT) del atún aleta azul del Pacífico *Thunnus orientales* ($\Delta\delta^{15}N=1.85$) (Madigan *et al.*, 2012b) para los peces de pico; un $\Delta\delta^{15}N=3.3$ de calamar del Pacífico (Hobson y Cherel, 2006) para cefalópodos; y un $\Delta\delta^{15}N=1.88$ de peces pelágicos menores (Pepin y Dower, 2007) para especies de peses de niveles tróficos inferiores.

Estimación de la posición trófica: la posición trófica (*PT*) se estimó utilizando los valores $\delta^{15}N$ y utilizando la ecuación establecida por Post (2002):

$$PT_{isotópica} = \lambda + \frac{(\delta^{15}N_{depredador} - N_{línea base})}{\Delta_n}$$

donde, λ es la PT del organismo utilizado para estimar $\delta^{15}N_{línea\ base}$, Δ_n es el enriquecimiento de $\delta^{15}N$ por nivel trófico y $\delta^{15}N_{depredador}$ es la medida directa de $\delta^{15}N$ de la especie blanco. De acuerdo a Vander Zanden y Rasmussen (2001) la ecuación debe tomar como $\delta^{15}N_{línea\ base}$ un consumidor primario debido a que se ha visto que hay menor variabilidad en los valores isotópicos, que los organismos de más abajo de la cadena trófica, a nivel trófico de fitoplancton. La $\delta^{15}N_{línea\ base}$ que se utilizó fue el zooplancton herbívoro *Nyctiphanes simplex*, con un nivel trófico de 2.52 ($\Delta\delta^{15}N = 13.33\text{‰}$) (Sampson *et al.*, 2010). Este consumidor primario es considerado un componente importante de la red trófica del suroeste del Golfo de California, y abundante dentro de los grupos de zooplancton en la región de estudio (De Silva-Dávila & Palomares-García, 2002).

Biomagnificación trófica de elementos: Una manera de saber si un elemento ha sido biomagnificado en una trama trófica es aplicando una regresión lineal entre la concentración del elemento y $\delta^{15}N$, y usar la pendiente de regresión (b) como una medida de la magnitud de biomagnificación, incluyendo a todos los organismos de la red trófica, mediante la ecuación siguiente (Kidd *et al.*, 1995):

$$\log_{10}[\text{metal}] = b * (\delta^{15}N) + a;$$

donde a es la intercepción en y . En esta aproximación se toma en consideración primero la estimación del nivel trófico basada en el enriquecimiento biológico o fraccionamiento del isótopo estable de N (llamado $\Delta^{15}N$).

Un método más refinado para calcular la biomagnificación es calcular el **factor de magnificación en la trama trófica (FMTT)**, cuál incluye la posición trófica a partir del uso de factores de enriquecimiento de $\delta^{15}N$ (Fisk *et al.*, 2001) y asumiendo que los productores primarios y consumidores primarios incluidos en los cálculos ocupan posiciones tróficas (PT) de 1 y 2, respectivamente.

$$PT_{\text{consumidor}} = ((\delta^{15}N_{\text{consumidor}} - \delta^{15}N_{\text{productor primario}}) / \Delta^{15}N) + 1 \quad (1)$$

$$PT_{\text{consumidor}} = ((\delta^{15}N_{\text{consumidor}} - \delta^{15}N_{\text{consumidor primario}}) / \Delta^{15}N) + 2 \quad (2)$$

Debido a diferencias en biomasa y eficiencias en la transferencia de contaminantes, las concentraciones de contaminantes se incrementan exponencialmente a través de la red trófica (Ec. 3). Por lo tanto la regresión es usualmente, pero no siempre, log-normal (Ec. 4) y el FMTT es calculado como el antilog de la pendiente de regresión (“ b ”; Ec. 3-5) con base 10 o

e de la transformación logarítmica (Ec. 5). Así, en la forma más simple, el FMTT es calculado como (Fisk *et al.*, 2001):

$$[\text{contaminante}] = 10^{bPT} \quad (3)$$

$$\log[\text{contaminante}] = a + bPT \quad (4)$$

$$\mathbf{FMTT} = 10^b \quad (5)$$

donde PT es la posición trófica del consumidor. Un **FMTT** > 1 indica biomagnificación.

Factor de transferencia, la transferencia de un contaminante a partir de la fuente alimenticia (presa) al consumidor (depredador) puede ser calculado como una simple interacción entre depredador y presa. Dehn et al. (2006) calcularon el factor de transferencia (FT) entre depredador/presa, incorporando una corrección por las diferencias en posición trófica (basadas en $\delta^{15}\text{N}$) entre depredador y presa, como:

$$\mathbf{FT} = ([\text{Metal}]_{\text{depredador}}/[\text{Metal}]_{\text{presa}})/(\delta^{15}\text{N}_{\text{depredador}}/\delta^{15}\text{N}_{\text{presa}});$$

donde $[\text{Metal}]_{\text{depredador}}/[\text{Metal}]_{\text{presa}}$ son las concentraciones de metal del depredador y presa, respectivamente (adoptado de Hoekstra *et al.*, 2003). Un FT > 1 indica que hay transferencia positiva.

9. RESULTADOS

9.1. Muestreo

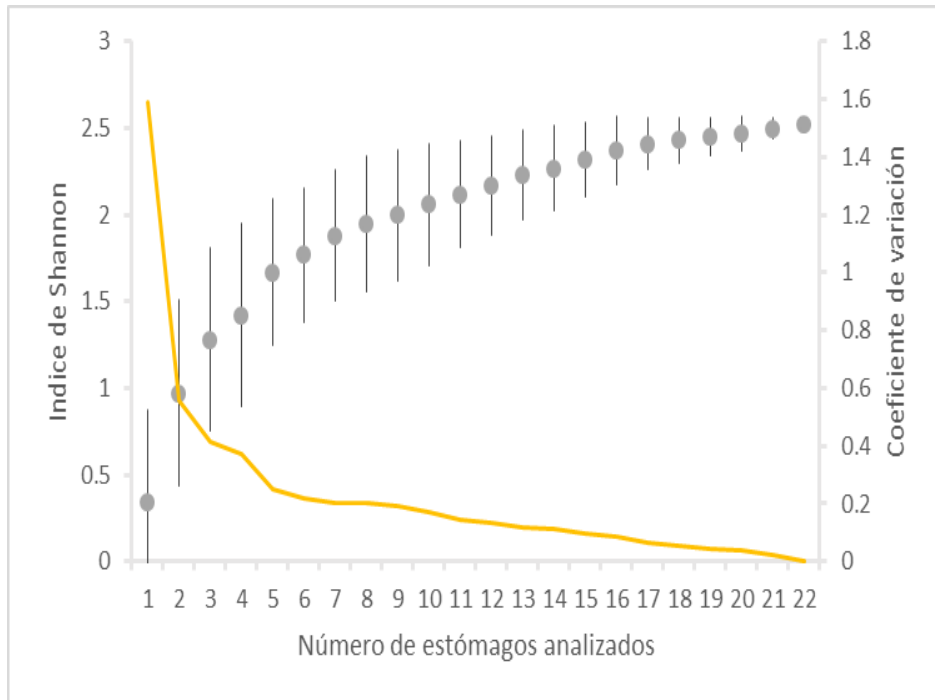
Un total de 59 peces fueron muestreados de los cuales 34 fueron marlín rayado y 22 marlín azul. La talla de marlín rayado fue de 140 a 183 cm (promedio \pm desviación estándar, 158.8 ± 12.4) de longitud postorbital. El marlín azul presentó un intervalo de talla más amplio de 134 a 261 cm (184.0 ± 37.3) de longitud postorbital. No se encontraron diferencias significativas en la talla promedio entre las dos especies de marlín (U de Mann-Whitney, $p > 0.05$). Por sexo tampoco se detectaron diferencias significativa en la talla promedio para marlín azul (U de Mann-Whitney, $p = 0.21$), ni para marlín rayado (U de Mann-Whitney, $p = 0.36$). Por mes de muestreo la talla promedio no registró diferencias significativas en marlín rayado (Kruskall-Wallis, $p = 0.60$) ni tampoco en marlín azul (Kruskall-Wallis, $p = 0.06$).

En el marlín rayado, la proporción de sexos fue de un mayor número de machos sobre las hembras; y en marlín azul fue menor el número de machos que de hembras. El número de muestras de músculo e hígado fue relativamente similar en comparación al número de muestras de sangre. Un total de 34 muestras de músculo, 34 de hígado y 27 de sangre fueron recolectados en marlín rayado. En marlín azul el número de muestras fue de 22 de músculo, 22 de hígado y 13 muestras sanguíneas. Por el mes de muestreo, el número de muestras fue variable con una menor cantidad en el mes de noviembre para marlín rayado y diciembre para marlín azul. Del total de estómagos muestreados de marlín rayado ($n=34$), 20 estómagos (60%) contenían alimento; mientras que de marlín azul ($n=22$), 9 estómagos (41%) contenían alimento.

9.2. Dieta de marlines

Las curvas de acumulación de las especies presa muestran que el número de estómagos analizados fue suficiente para caracterizar la dieta de marlín rayado (número de estómagos para alcanzar la curva = 19, $CV \leq 0.05$; Fig. 2) y de marlín azul (número de estómagos para alcanzar la curva = 8, $CV \leq 0.05$; Fig. 2). El índice de ANOSIM mostró una composición similar de dieta entre machos y hembras de marlín rayado ($R=0.02$). Mientras que para marlín azul se evidenció una composición distinta de dieta entre machos y hembras ($R=-0.34$). El índice de ANOSIM indica que hay una composición similar de dieta entre *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* ($R = 0.06$). Sin embargo, el número de especies presa en la dieta entre ambos marlines fue distinta (Tabla 2).

(a)



(b)

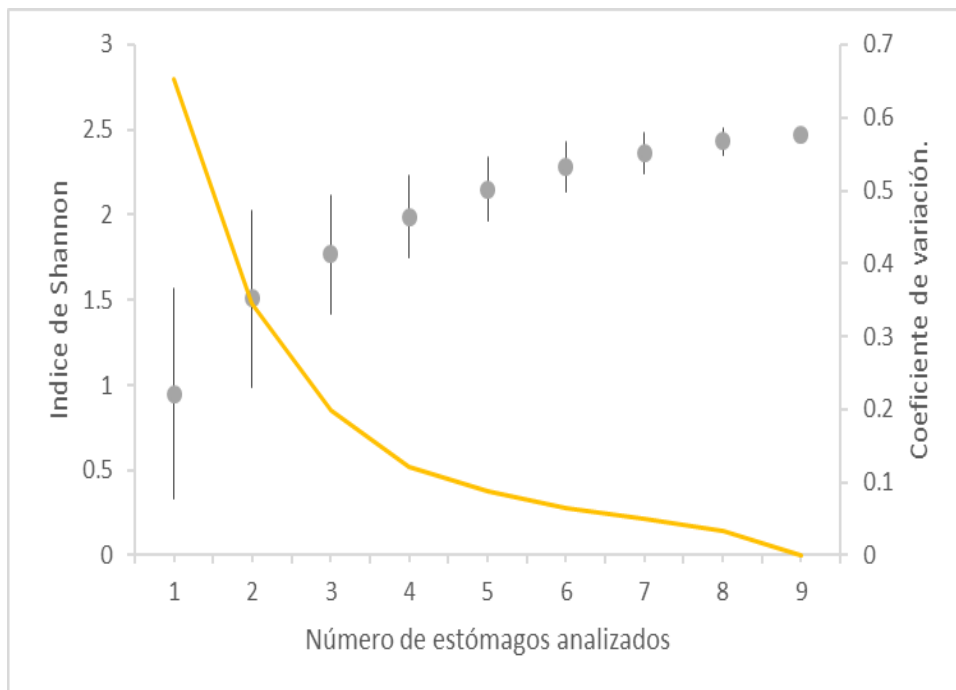


Figura 2. Curvas acumulativas de presas e índice de diversidad de Shannon obtenidas para *K. audax* (a) y *M. nigricans* (b). Líneas verticales=DS. Línea amarilla=CV.

Tabla 2. Contenido estomacal de *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* capturados en el otoño del 2015 al suroeste del Golfo de California. Índice de importancia relativa expresada en porcentaje (IIR; %N = en número expresado como porcentaje de todas las presas %P=en peso húmedo expresado como porcentaje del peso total de todas las muestras, %FA= frecuencia de aparición en porcentaje). ‘—’ = no presente en la dieta.

Especies	<i>Kajikia audax</i>				<i>Makaira nigricans</i>			
	%N	%W	%FO	%IIR	%N	%W	%FO	%IIR
Crustáceos								
Portunidae								
<i>Euphylax dovii</i>	—	—	—		19.15	0.80	14.3	15.24
Cefalópodos								
Ommastrephidae								
<i>Dosidicus gigas</i>	23.53	0.44	10.00	13.56	8.51	0.44	7.14	3.42
<i>Sthenoteuthis oulaniensis</i>	—	—	—	—	14.89	1.71	7.14	6.34
Mastigoteuthidae								
<i>Mastigoteuthis dentata</i>	3.56	2.65	4.00	1.40	—	—	—	—
Argonautidae								
<i>Argonauta</i> spp.	20.00	0.00	12.00	13.58	2.12	0.00	3.57	0.41
Amphitretidae								
<i>Vitreledonella richardi</i>	1.18	0.08	2.00	0.14	—	—	—	—
Bolitaenidae								
<i>Japetella diaphana</i>	6.38	0.00	3.57	1.22	—	—	—	—
Onychoteuthidae								
<i>Onychoteuthis borealijaponica</i>	1.18	0.09	2.00	0.14	—	—	—	—
Pholidoteuthidae								
<i>Pholidoteuthis boschmaii</i>	—	—	—	—	6.38	0.00	3.57	1.22
Peces								
Acanthuridae								
<i>Acanthurus</i> spp.	3.53	0.78	6.00	1.46	—	—	—	—
Scombridae								
<i>Auxis</i> spp.	1.18	13.3	4.00	3.27	14.89	39.6	17.9	52.05
Coryphaenidae								
<i>Coryphaena hippurus</i>	—	—	—	—	2.12	54.3	3.57	10.78

Tabla 2 (continuación)

Especies	<i>Kajikia audax</i>				<i>Makaira nigricans</i>			
	%N	%W	%FO	%IIR	%N	%W	%FO	%IIR
Balistidae								
<i>Balistes polylepiss</i>	3.53	0.52	6.00	1.37	6.38	0.14	7.14	2.49
<i>Balistes</i> spp.	1.18	0.19	2.00	0.15		–	–	–
Belonidae								
<i>Strongylura</i> spp.	1.18	0.20	2.00	0.16	–	–	–	–
Carangidae								
<i>Caranx caballus</i>	2.35	10.1	4.00	2.82	–	–	–	–
<i>Selar crumenophthalmus</i>	9.41	38.65	16.00	43.51	2.13	2.12	3.57	0.81
Fistulariidae								
<i>Fistularia</i> spp.	1.18	0.08	2.00	0.14	–	–	–	–
Chaetodontidae								
<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	1.18	1.75	2.00	0.33	4.25	0.24	7.14	1.72
Tetradontidae								
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	8.24	28.7	6.00	12.55	4.25	0.40	7.14	1.77
Mullidae								
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	1.18	1.58	2.00	0.31	–	–	–	–
Batrachoididae								
<i>Porichthys</i> spp.	–	–	–	–	2.13	0.02	3.57	0.41
No identificada		0.55	12.00			0.18	10.7	

En marlín rayado, las presas identificadas pertenecieron a 20 diferentes taxa, incluyendo cefalópodos y peces (Tabla 2). Con base al %N, las presas más importantes para marlín rayado fueron *Dosidicus gigas* (23.53%), *Argonauta* spp. (20.0%), *Lagocephalus lagocephalus* (8.24%) y *Selar crumenophthalmus* (9.41%). Las presas identificadas para marlín azul fueron 14 taxa, incluyendo crustáceos, cefalópodos y peces (Tabla 2). Con base al %N, las presas más importantes fueron *Euphyllax dovii* (19.15%), *Dosidicus gigas* (8.51%), *Sthenoteuthis oulaniensis* (14.89%), *Auxis* spp. (14.89%) y *Balistes polylepsis* (6.38%).

9.3. Isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

Los valores de C:N de marlín rayado en sangre fueron de 2.91 a 3.25 con una media de 3.03 (DE=0.07), en hígado fue de 3.25 a 5.37 con una media de 3.49 (DE=0.38), mientras que en músculo fue de 2.59 a 2.81 con una media de 2.70 (DE=0.04). En marlín azul los valores de C:N en sangre fueron de 2.81 a 3.22, media de 3.06 (DE=0.12), en hígado de 3.12 a 4.95 con una media de 3.68 (DE=0.52) y en músculo fue de 2.66 a 2.95 con una media de 2.74 (DE=0.09). Los valores de la relación C:N registrados en los tejidos fueron mayores o cercanos a 2.8 (ausencia de urea) y menores a 4.0 (ausencia de lípidos), lo que indica que se trata de proteínas puras (Post, 2002).

9.3.1. Comparación de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ entre especies de marlín

En el marlín rayado la sangre presentó valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -20.93 a -16.57‰, con una media de -17.59 (DE=0.82) y valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 11.33 a 18.32, con una media de 15.97 (DE=1.15). Por su parte el hígado del marlín rayado presentó valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -20.07 a -16.83 con una media de -17.83 (DE=0.63); en tanto que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ oscilaron entre 13.99 a 18.08 con una media de 15.56 (DE=0.74). En el músculo los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en el marlín rayado fueron de -17.65 a -15.34‰, con una media de -16.67 (DE=0.51), mientras que en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de 13.79 a 19.70, con una media de 17.43 (DE=1.30).

En el marlín azul, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en sangre fueron de -19.11 a -15.86‰, con una media de -17.08 (DE=0.91); y valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 14.42 a 18.82, con una media de 16.22 (DE=1.19). Para el marlín azul, el hígado presentó valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -20.08 a -16.59 con una media de -17.83 (DE=0.80); mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de 13.62 a 16.86, con una media de 15.62 (DE=0.83). En el marlín azul, en músculo los valores de $\delta^{13}\text{C}$ fueron de -17.14 a -15.72, con una media de -16.52 (DE=0.41); y valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de 13.55 a 19.60, con una media de 16.65 (DE=1.52).

Los análisis estadísticos mostraron que las señales isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ en la sangre de marlín rayado y marlín fueron significativamente distintas (U de Mann-Whitney, $p < 0.05$), y no así en músculo y sangre (Tabla 3). En las señales de $\delta^{15}\text{N}$ no se presentaron diferencias significativas en sangre, músculo e hígado entre las dos especies de marlín (Tabla 3). En comparaciones cruzadas las diferencias se presentaron en la sangre de *K. audax* y el músculo de *M. nigricasn*, entre el músculo de *K. audax* e hígado de *M. nigricans*, entre el hígado de *K. audax* y la sangre y músculo de *M. nigricans* para los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ (Fig. 3A). Para los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ las diferencias se presentaron entre la sangre de *K. audax* y el músculo de *M. nigricans*, el músculo de *K. audax* e hígado de *M. nigricans*, el hígado de *K. audax* y músculo de *M. nigricnas* (Fig. 3B).

9.3.2. Variación intraespecífica de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ variaron entre sangre, músculo e hígado en marlín rayado y en marlín azul. En $\delta^{13}\text{C}$, las diferencias estuvieron presentes entre músculo sobre la sangre e hígado, y no así entre hígado y sangre (Prueba de Tukey, $p < 0.05$) para cada especie de marlín (Fig. 3A). En el caso de $\delta^{15}\text{N}$ las diferencias fueron significativamente distintas entre músculo e hígado, y no así entre músculo y sangre en cada especie de marlín (Prueba de Tukey, $p < 0.05$; Fig. 3B).

En el marlín rayado la sangre de las hembras presentó valores de 15.45 a 17.40 ‰ en $\delta^{15}\text{N}$, con una media de 16.31 (DE=0.58); mientras que en los machos los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de 8.07 a 18.32 ‰, con una media de 15.48 (DE=2.16). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en sangre de las hembras fue de -18.58 a -16.57 ‰, con una media de -17.42 (DS=0.53); mientras que los machos presentaron valores de -22.94 a -16.75‰, con una media de -17.90 (DE=1.44). No se encontraron diferencias significativas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ por sexo en sangre de *K. audax* [$\delta^{15}\text{N}$ (KW-H_(30,2)) = 5.83, $p=0.054$]; $\delta^{13}\text{C}$ (KW-H_(30,2))=3.42, $p=0.181$] (Tabla 3).

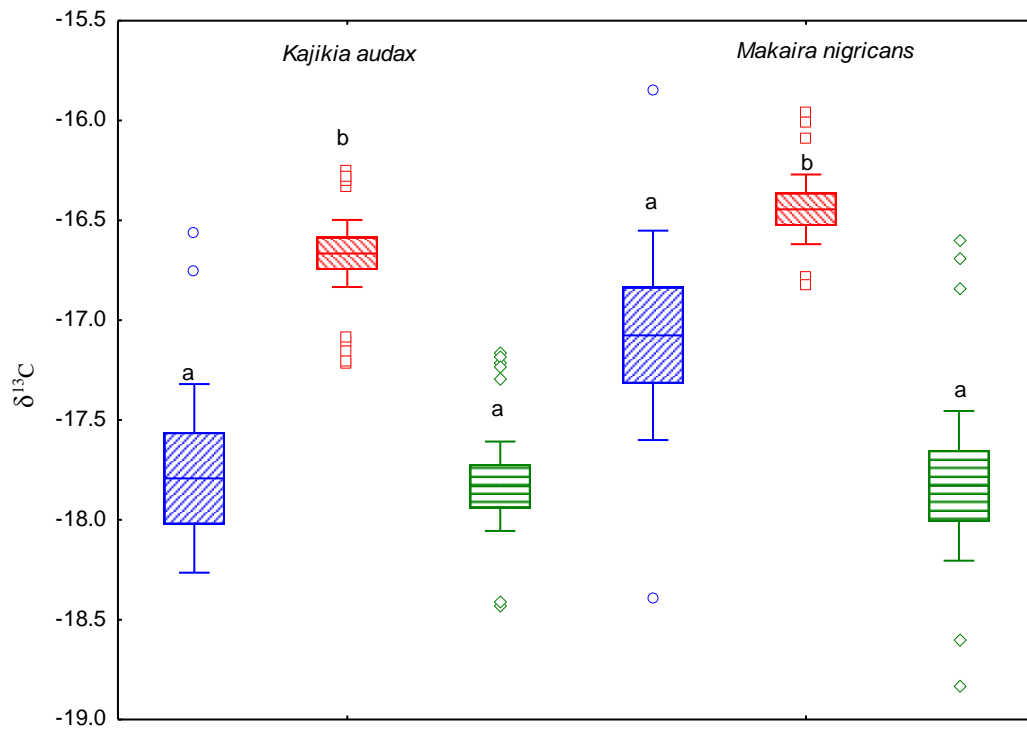
En el marlín azul las muestras de sangre de las hembras presentaron valores de 14.42 a 18.82 en $\delta^{15}\text{N}$, con una media de 16.13 (DE=1.27); mientras que en los machos los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de 14.80 a 17.11, con una media de 16.45 (DE=1.11). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en sangre de las hembras de marlín azul fueron de -19.11 a -15.86, con una media de -17.13 (DE=0.92), mientras que los machos presentaron valores de -22.94 a -16.75, con una media de -17.90 (DE=1.44). No se encontraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en sangre por sexo de marlín azul [$\delta^{15}\text{N}$ (KW-H=35.00, $p=0.539$); $\delta^{13}\text{C}$ (KW-H=33.00, $p=0.733$)] (Tabla 3).

Tabla 3. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ (promedio \pm DE) por tejido, sexo y mes de muestreo de *K.audax* y *M. nigricans* capturados por la pesca deportiva de Cabo San Lucas. H=hembra; M=macho; IND=indeterminado.

Especies	Longitud	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)			$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		
		Hígado	Músculo	Sangre	Hígado	Músculo	Sangre
<i>K. audax</i>							
Total	162 \pm 15	15.56 \pm 0.74 ^a	17.34 \pm 1.25 ^a	15.70 \pm 1.85 ^a	-17.83 \pm 0.63 ^a	-16.66 \pm 0.49 ^a	-17.79 \pm 1.26 ^a
Intervalo	140-183	13.99–18.08	13.8 – 19.7	11.33–18.32	-20.07 a -16.83	-17.6 a -15.3	-20.93 a -16.57
Machos	157 \pm 13	15.36 \pm 0.64 ¹	17.30 \pm 1.10 ¹	15.48 \pm 2.16 ¹	-17.78 \pm 0.86 ¹	-16.70 \pm 0.40 ¹	-17.90 \pm 1.44 ¹
Hembras	161 \pm 12	15.82 \pm 0.83 ¹	17.50 \pm 1.50 ¹	16.31 \pm 0.58 ¹	17.88 \pm 0.86 ¹	-16.60 \pm 0.60 ¹	-17.42 \pm 0.53 ¹
<i>M. nigricans</i>							
Total	182 \pm 38	15.62 \pm 0.83 ^a	16.90 \pm 1.34 ^a	16.22 \pm 1.19 ^a	-17.83 \pm 0.80 ^a	-16.47 \pm 0.39 ^a	-17.08 \pm 0.91 ^b
Intervalo	134-261	13.62-16.86	13.5 – 19.6	14.42-18.82	-20.08 a -16.59	-17.1 a -15.7	-19.11 a -15.86
Machos	176 \pm 33	15.67 \pm 1.09 ¹	16.70 \pm 1.80 ¹	16.45 \pm 1.11 ¹	-17.83 \pm 0.45 ¹	-16.50 \pm 0.60 ¹	-17.13 \pm 0.92 ¹
Hembras	197 \pm 37	15.67 \pm 0.68 ¹	16.50 \pm 1.20 ¹	16.13 \pm 1.27 ¹	-17.77 \pm 1.02 ¹	-16.80 \pm 0.30 ¹	-17.90 \pm 1.44 ¹

Diferente superíndice en letra indica diferencia significativa ($p < 0.05$) en los valores isotópicos promedio entre especies para un mismo tejido; diferente superíndice en número indica diferencia significativa ($p < 0.05$) en los valores isotópicos promedio entre sexo en un mismo tejido y misma especie.

(A)



(B)

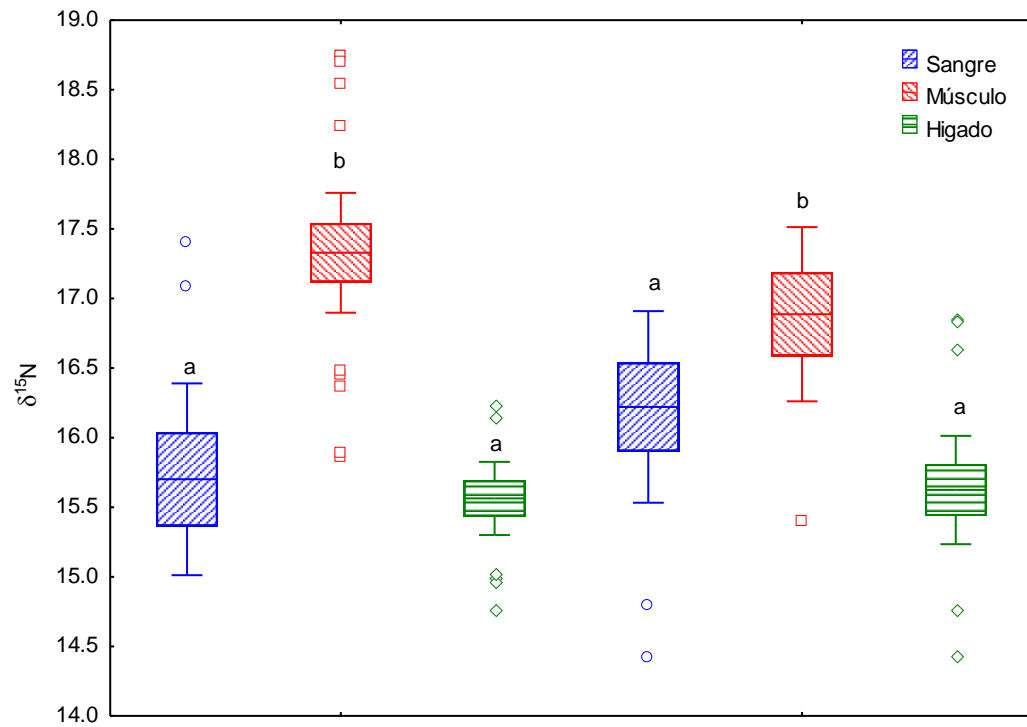


Figura 3. Diagrama de caja y bigote de medias y variaciones en $\delta^{13}\text{C}$ (A) y $\delta^{15}\text{N}$ (B) entre tejidos para marlín rayado y marlín azul. Misma letra indica no diferencia significativa (Prueba de Tukey, $p > 0.05$).

En las muestras de hígado, las hembras de marlín rayado presentaron valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 14.97 a 18.08 ‰ con una media de 15.82 (DE=0.83); mientras que en los machos los valores de $\delta^{15}\text{N}$ oscilaron entre 13.99 a 16.57 con una media de 15.36 (DE=0.64). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en hígado de hembras fueron de -20.07 a -16.83 ‰, con una media de -17.88 (DS=0.86); mientras que los machos presentaron valores de -18.68 a -17.05‰, con una media de -17.78 (DE=0.42). No se encontraron diferencias significativas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en hígado de machos y hembras de marlín rayado [$\delta^{15}\text{N}$ (U=101, p=0.28); $\delta^{13}\text{C}$ (U=128, p=0.94)] (Tabla 3).

En el marlín azul, el hígado de las hembras presentaron valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 14.77 a 18.86 ‰ con una media de 15.67 (DE=0.68); mientras que en los machos los valores de $\delta^{15}\text{N}$ oscilaron entre 13.62 a 16.85 con una media de 15.67 (DE=1.09). Por su parte, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en hígado de las hembras fue de -20.08 a -16.59‰, con una media de -17.77 (DS=1.02); mientras que los machos presentaron valores de -18.59 a -17.20‰, con una media de -17.83 (DE=0.45). No se encontraron diferencias significativas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en hígado de machos y hembras en marlín azul [$\delta^{15}\text{N}$ (U=40.00, p=0.74); $\delta^{13}\text{C}$ (U=37.00, p=0.56)] (Tabla 3).

En músculo de marlín rayado, las hembras presentaron valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 13.79 a 19.70, con una media de 17.50 (DE=1.50); mientras que los machos registraron valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 15.63 a 19.43‰, con una media de 17.35 (DE=1.13). En cuanto a los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en músculo, las hembras presentaron valores de -17.65 a -15.34, con una media de -16.65 (DE=0.64); mientras que en los machos los valores de $\delta^{13}\text{C}$ fueron de -17.27 a -15.75, con una media de -16.69 (DE=0.37). No se encontraron diferencias significativas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en músculo de machos y hembras en marlín rayado [$\delta^{15}\text{N}$ (U=84.00, p=0.555); $\delta^{13}\text{C}$ (U=89.00, p=0.717)] (Tabla 3).

En músculo de marlín azul las hembras presentaron valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 13.55 a 19.60, con una media de 16.77 (DE=1.79); mientras que en los machos los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron de 14.47 a 17.61, con una media de 16.47 (DE=1.21). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en músculo de hembras de marlín azul fueron de -16.82 a -15.96, con una media de -16.79 (DE=0.27); mientras que los machos presentaron valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -17.14 a -15.72, con una media de -16.46 (DE=0.56). No encontraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de músculo entre machos y hembras en marlín azul [$\delta^{15}\text{N}$ (W=38.00, p=0.628); $\delta^{13}\text{C}$ (W=42.00, p=1.00)] (Tabla 3).

9.3.3. Variación de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ por mes de muestreo

En la Tabla 4 se muestra el resumen de los valores promedio de isótopos estables de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ por mes de muestreo para cada tejido de marlín rayado y marlín azul. Los análisis estadísticos no evidenciaron diferencias significativas en los valores isotópicos promedio por mes de muestreo para hígado, músculo y sangre de cada marlín (Tabla 4).

9.3.4. Relación talla corporal y $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

En marlín rayado, la longitud postorbital (LPO) no fue relacionada con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en sangre, músculo e hígado (Fig. 4). Mismo resultado fue presentado entre la talla corporal y $\delta^{13}\text{C}$ en músculo e hígado y no así en sangre para marlín azul (Fig. 4). Mientras que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ no mostraron dependencia con la talla corporal en sangre, músculo e hígado de marlín rayado y marlín azul (Fig. 5).

Tabla 4. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ (promedio \pm DE) por mes de captura para cada tejido de *K. audax* y *M. nigricans* procedentes del suroeste del Golfo de California.

Especies	n	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)			$\delta^{13}\text{C}$ (‰)		
		Hígado	Músculo	Sangre	Hígado	Músculo	Sangre
<i>K. audax</i>							
Octubre	19	15.65 \pm 0.81	17.55 \pm 1.47	16.13 \pm 0.71	-17.78 \pm 0.56	-16.61 \pm 0.57	-17.55 \pm 0.63
Noviembre	2	15.22 \pm 0.04	16.26 \pm 0.53	15.08 \pm 3.52	-18.09 \pm 0.02	-16.43 \pm 0.20	-18.60 \pm 2.09
Diciembre	13	15.44 \pm 0.65	17.14 \pm 0.72	15.24 \pm 2.45	-17.90 \pm 0.77	-16.79 \pm 0.31	-17.92 \pm 1.69
<i>M. nigricans</i>							
Octubre	13	15.55 \pm 0.98	16.87 \pm 1.34	16.68 \pm 1.19	-17.75 \pm 0.73	-16.46 \pm 0.41	-16.80 \pm 0.82
Noviembre	8	15.80 \pm 0.65	17.34 \pm 0.88	15.73 \pm 1.01	-18.00 \pm 0.95	-16.39 \pm 0.37	-17.53 \pm 1.04
Diciembre	1	15.02 \pm 0.10	15.34 \pm 2.53	14.99 \pm 0.41	-17.35 \pm 0.20	-16.83 \pm 0.40	-16.98 \pm 0.52

Diferente superíndice en letra indica diferencia significativa ($p < 0.05$) en los valores isotópicos promedio entre meses para un mismo tejido y misma especie.

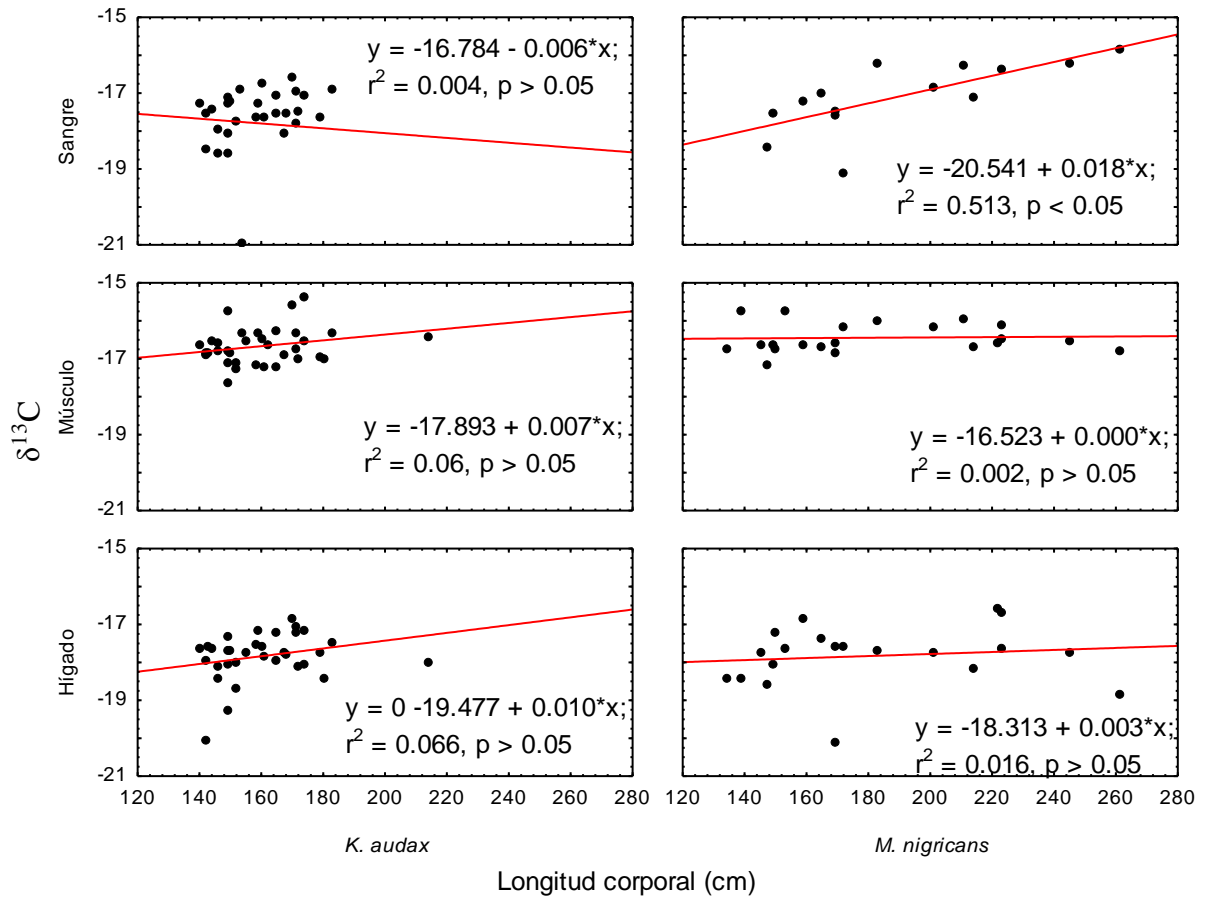


Figura 4. Relación entre la longitud corporal (LPO) y $\delta^{13}C$ en tejidos de *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*.

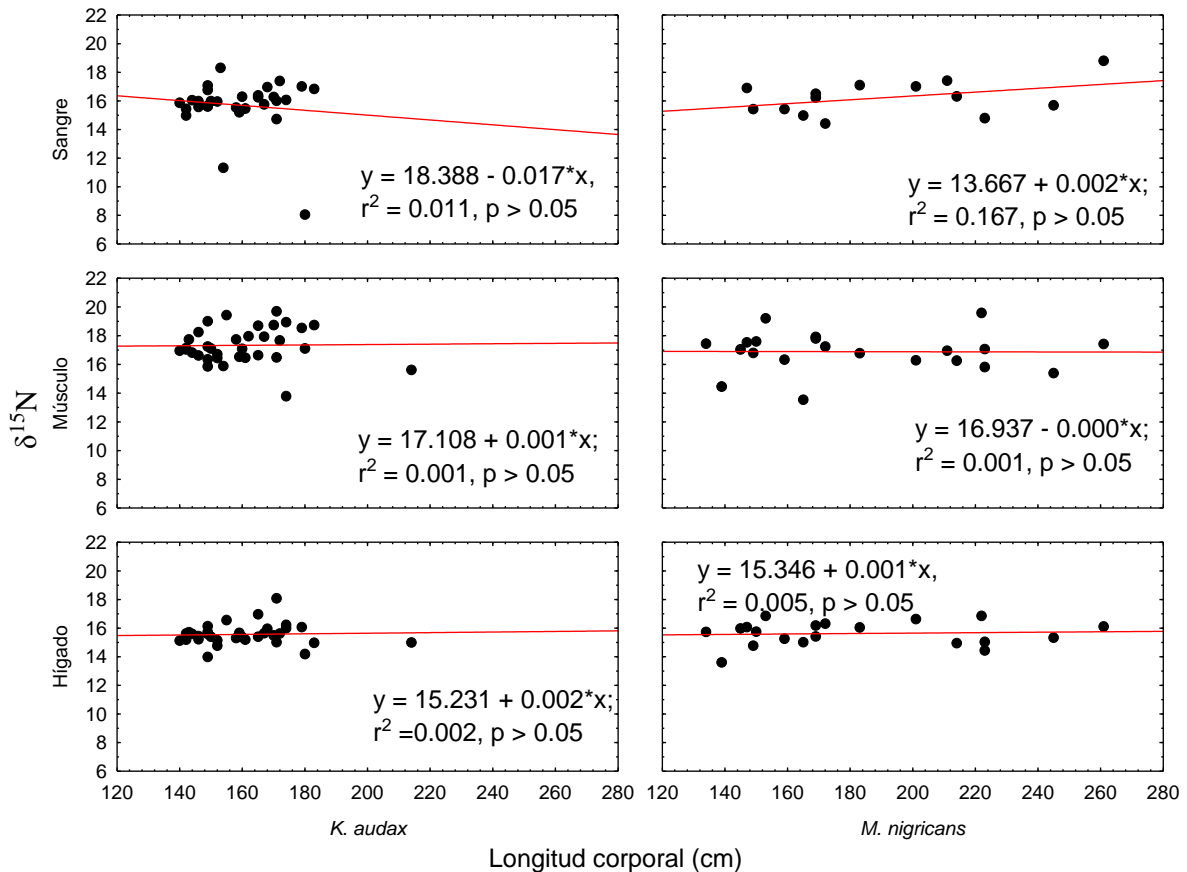


Figura 5. Relación entre la longitud corporal (LPO) y $\delta^{15}\text{N}$ en tejidos de *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*.

9.3.5. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en las presas

En la figura 6A se muestran gráficamente los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en músculo de *Kajikia audax* y sus presas analizadas a partir del contenido estomacal. Las presas de *K. audax* presentaron un intervalo de valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 10.70 a 16.62, con un promedio de 13.79 (DE=0.35) en *Acanthurus* spp., 14.57 (DE=0.56) en *C. caballus*, 13.33 (DE=0.12) en *J. nigrirostris*, 13.93 (DE=1.02) en *L. lagocephalus*, 14.32 (DE=0.81) en *M. dentata*, 15.16 (DE=0.81) en *S. crumenophthalmus*, y 13.75 (DE=1.58) en *S. oulaniensis*; mientras que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ estuvieron entre -19.39 a -16.62, donde *Acanthurus* spp. presentó un valor promedio de -17.80 (DE=0.35), el pez *C. caballus* fue -17.21 (DE=0.72), en el pez *J. nigrirostris* de -17.40 (DE=0.00), el botete *L. lagocephalus* de -18.21 (DE=0.46), el calamar *M. dentata* de -18.24 (DE=0.34), el pez *S. crumenophthalmus* de -17.37 (DE=0.56), y el calamar *S. oulaniensis* de -17.87 (DE=0.05).

Por su parte, las presas de marlín azul (Fig. 6B), presentaron un intervalo de valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 10.70 a 16.62, donde el escómbrido *Auxis* spp. presentó un promedio de 15.44 (DE=0.97), el dorado *C. hippurus* 13.65 (DE=0.13), el botete *L. lagocephalus* de 14.44 (DE=0.26), el pez *S. crumenophthalmus* de 15.25 (DE=118), el calamar *S. oualaniensis* de 16.05 (DE=0.40), y el crustáceo *E. dovii* de 11.91 (DE=0.35); por su parte, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ presentaron un intervalo de -19.39 a -16.37, con un valor promedio de -17.00 (DE=0.52) en *Auxis* spp., de -17.27 (DE=0.03) en el dorado *C. hippurus*, de -18.31 (DE=0.13) en el botete *L. lagocephalus*, de -17.17 (DE=0.27) en el pez *S. crumenophthalmus*, de -18.28 (DE=0.58) en el calamar *S. oualaniensis*, y de -18.87 (DE=0.31) en el crustáceo *E. dovii*.

9.3.6. Modelo de mezclas isotópicas

Con base a la frecuencia de ocurrencia (>6%) de las especies presa en los contenidos estomacales fueron seleccionados 8 especies presa con valores de isótopos estables que fueron utilizados para la aplicación del modelo de mezclas isotópicas. Los resultados indican que los elementos presas que contribuyen principalmente en la dieta de ambas especies de marlín fueron: el escómbrido *Auxis* spp., el carangido *Selar crumenophthalmus*, y el calamar gigante *Dosidicus gigas* (Fig 7). Mientras que la contribución relativa de las especies presa en la dieta de cada especie de pez pico fue distinta. En el caso de marlín rayado, las tres especies con las más altas contribuciones fueron *Auxis* spp. (0.16), *S. crumenophthalmus* (0.15), and *D. gigas* (0.15); mientras que en la dieta de marlín azul, las presas con mayor contribución fueron: *Auxis* spp. (0.19), *S. crumenophthalmus* (0.17), and *L. lagocephalus* (0.14) (Tabla 5).

Las fuentes alimenticias que no difieren significativamente en sus valores isotópicos son a menudo combinados (Acosta-Pachón y Ortega-García, 2019). Así que, al combinar peces y cefalópodos, el grupo de organismos que principalmente contribuye en la dieta de marlín rayado fueron los cefalópodos (Tabla 5), un resultado similar al encontrado cuando las especies no son combinadas. En marlín azul, al aplicar grupos combinados, el grupo con la mayor contribución en la dieta fueron los peces carnívoros (ver Tabla 5).

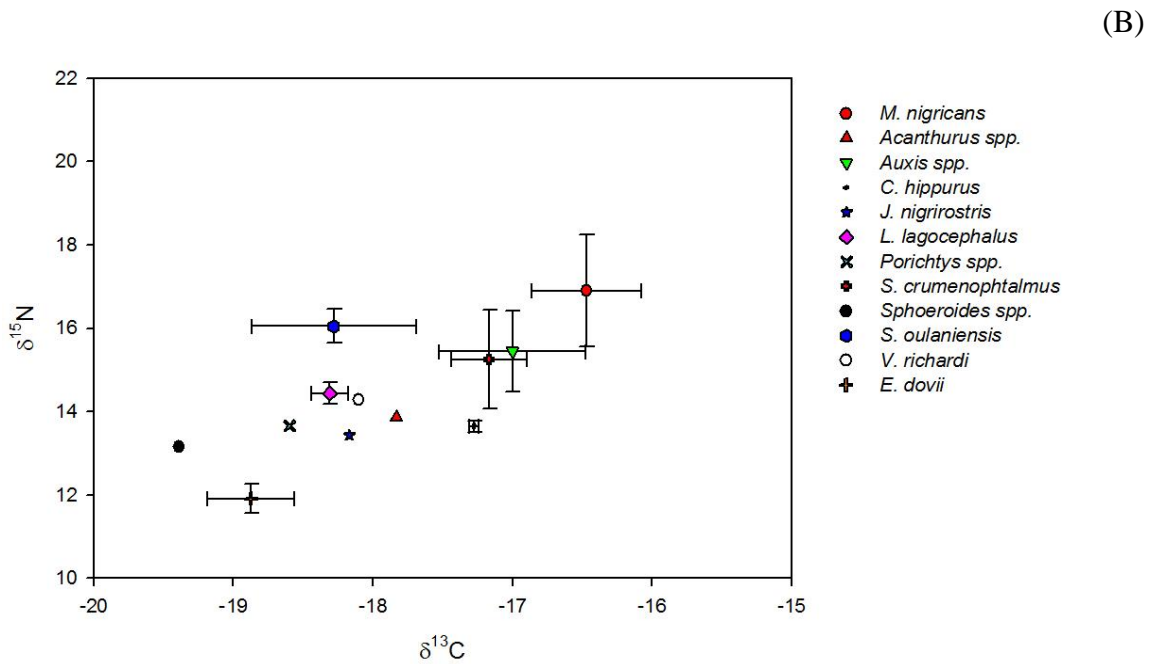
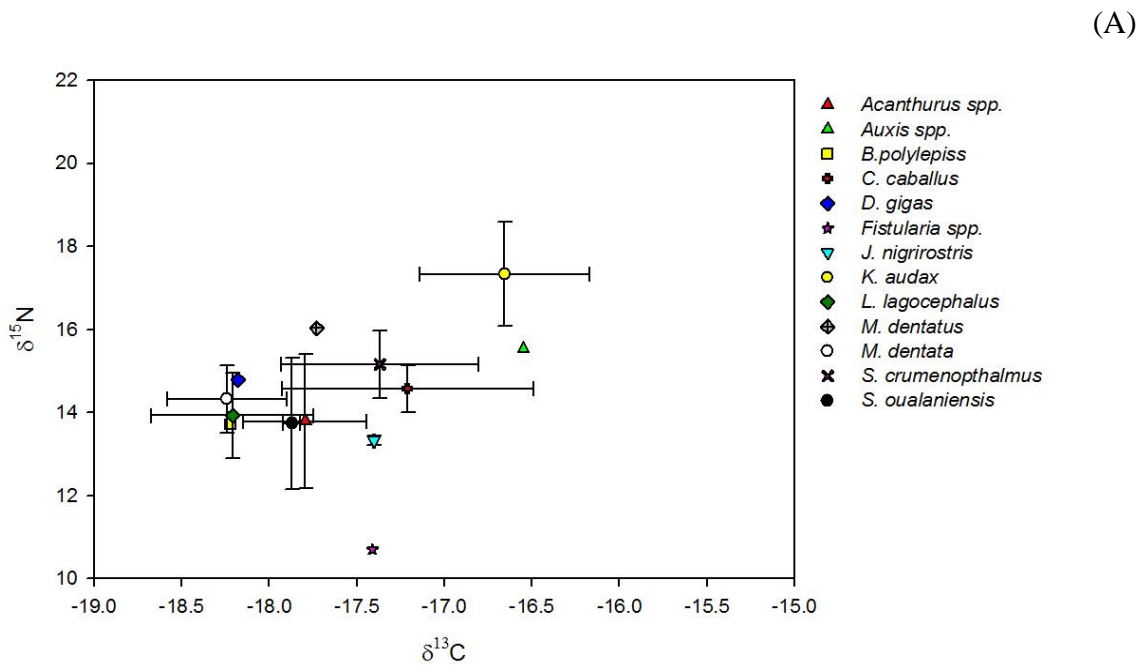


Figura 6. Valores promedio (\pm ES) de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en músculo de *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B) y presas obtenidas de los contenidos estomacales.

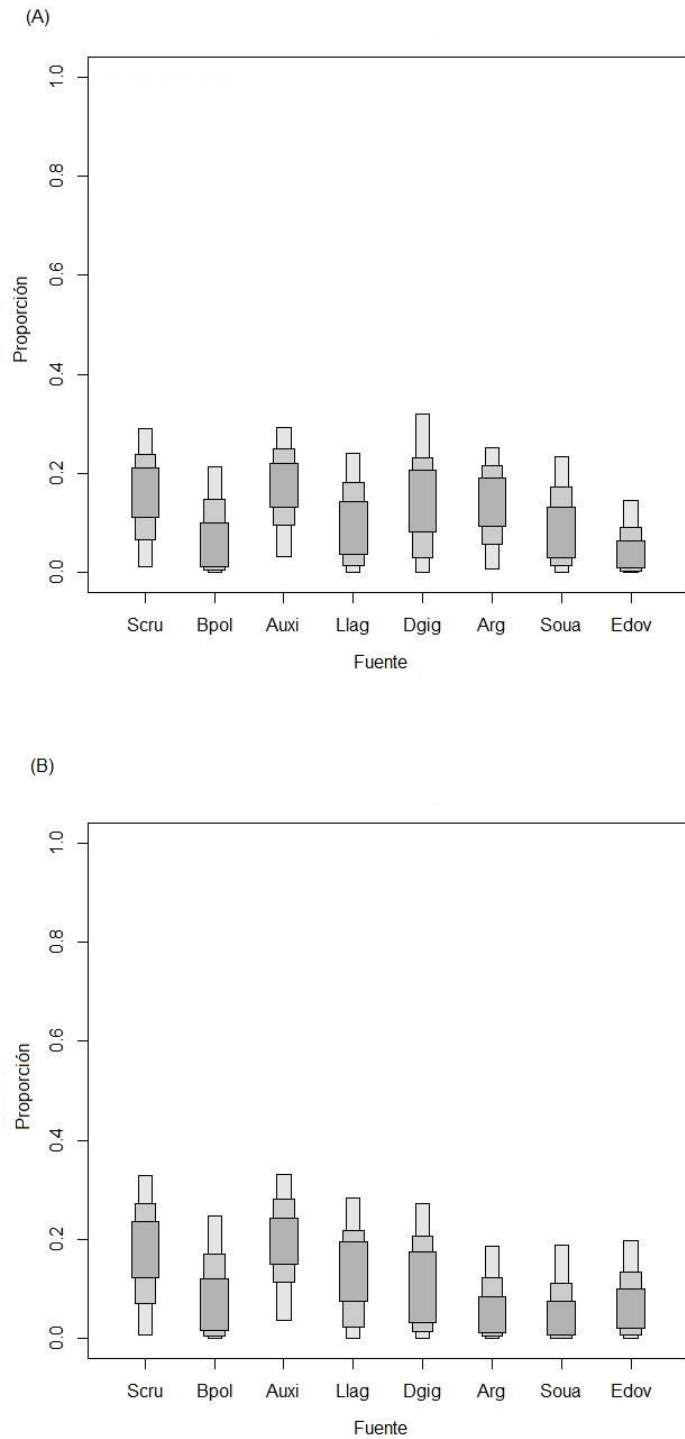


Figura 7. Contribución en la dieta del marlín rayado (A) y marlín azul (B) procedentes del sureste del Golfo de California. Contribución proporcional de las predicciones del modelo de mezclas bayesianas de isótopos estables (MMIB) a la dieta con intervalos de credibilidad al 95%, 75%, y 25%. Las fuentes de elementos presa modelados fueron *Selar crumenophthalmus* (Scru), *Balistes polylepis* (Bpol), *Auxis* spp. (Auxi), *Lagocephalus lagocephalus* (Llag), *Dosidicus gigas* (Dgig), *Argonauta* spp. (Arg), *Sthenoteuthis oualaniensis* (Soua), y *Euphylax dovii* (Edov).

Tabla 5. Contribución promedio relativa de especies presa en la dieta de marlín rayado y marlín azul de acuerdo a los valores isotópicos. Intervalo de probabilidad (95%) y moda.

Marlín rayado	95% bajo	95% alto	moda	Media
Modelo de especies presa individuales				
<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.010	0.290	0.160	0.155
<i>Balistes polylepis</i>	0.000	0.212	0.051	0.096
<i>Auxis</i> spp.	0.031	0.291	0.187	0.169
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	0.000	0.241	0.083	0.115
<i>Dosidicus gigas</i>	0.000	0.320	0.150	0.153
<i>Argonauta</i> spp.	0.006	0.251	0.140	0.136
<i>Sthenoteuthis oulaniensis</i>	0.000	0.232	0.060	0.110
<i>Euphylax dovii</i>	0.000	0.145	0.019	0.061
DS1	0.669	1.609	1.152	1.118
DS2	0.234	0.611	0.413	0.418
Modelo de especies presa combinadas				
Peces de alimentación bentónica	0.040	0.338	0.215	0.191
Peces carnívoros	0.177	0.478	0.341	0.327
Cefalópodos	0.283	0.444	0.363	0.363
Crustáceos	0.010	0.217	0.123	0.117
DS1	0.000	1.101	0.152	0.455
DS2	0.000	0.348	0.067	0.137
Marlín azul				
Modelo de especies presa individuales				
<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.006	0.329	0.192	0.177
<i>Balistes polylepis</i>	0.000	0.246	0.068	0.111
<i>Auxis</i> spp.	0.035	0.331	0.195	0.192
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	0.000	0.283	0.163	0.140
<i>Dosidicus gigas</i>	0.000	0.272	0.156	0.131
<i>Argonauta</i> spp.	0.000	0.185	0.029	0.081
<i>Sthenoteuthis oulaniensis</i>	0.000	0.188	0.028	0.076
<i>Euphylax dovii</i>	0.001	0.196	0.047	0.088
DS1	0.783	1.854	1.222	1.286
DS2	0.073	0.504	0.307	0.304
Modelo de especies presa combinadas				
Peces de alimentación bentónica	0.058	0.364	0.208	0.212
Peces carnívoros	0.180	0.498	0.347	0.340
Cefalópodos	0.182	0.387	0.292	0.286
Crustáceos	0.025	0.289	0.141	0.161
DS1	0.000	1.502	0.556	0.701
DS2	0.000	0.389	0.054	0.153

9.4. Concentración de oligoelementos

9.4.1. Cadmio

Las concentraciones promedio de Cd fueron mayores en marlín rayado que marlín azul, sin embargo, los análisis estadísticos muestran que el factor especie no influye en las variaciones de Cd entre especie para cada tejido (ANOVA, $p > 0.05$; Fig. 8). Entre tejidos al menos hay una diferencia en las concentraciones de Cd por especie (ANOVA, $p < 0.05$). En marlín rayado, los valores de Cd en el hígado fueron significativamente mayores a los del músculo y la sangre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Tabla 6). Mientras que en marlín azul las concentraciones de Cd no fueron significativamente distintas entre tejidos (Prueba de Scheffe, $p > 0.05$; Tabla 6). En comparaciones cruzadas el hígado de marlín rayado fue el que registró las mayores concentraciones que el músculo y sangre de marlín azul (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$).

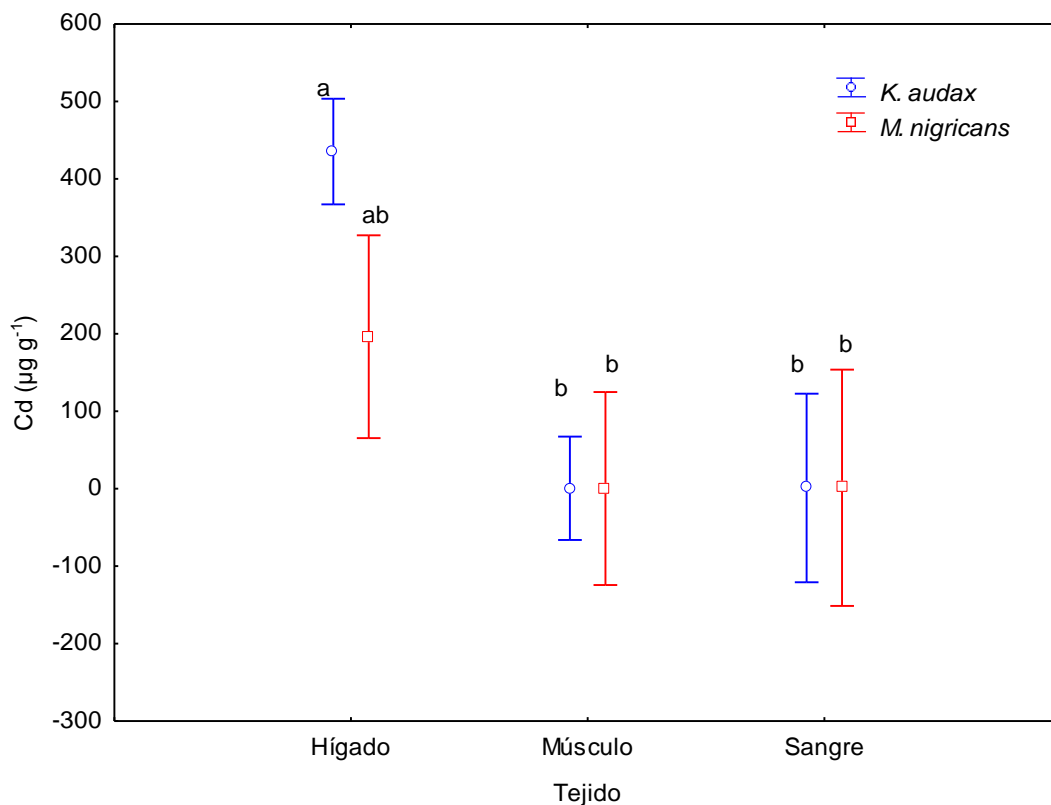


Figura 8. Concentraciones promedio de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos para *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*. Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).

Tabla 6. Concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se (promedio \pm DE peso seco) para las especies de marlín *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* analizados en cada tejido por sexo. NM = no hubo muestra disponible.

Tejido	<i>Kajikia audax</i>				<i>Makaira nigricans</i>			
	Cd	Pb	Hg	Se	Cd	Pb	Hg	Se
Sangre								
Macho	0.82 \pm 1.14 ¹	0.14 \pm 0.06 ¹	0.36 \pm 0.27 ¹	5.52 \pm 0.01 ¹	1.21 \pm 1.11 ¹	0.14 \pm 0.03 ¹	0.51 \pm 0.31 ¹	5.64 \pm 1.02 ¹
Hembra	1.20 \pm 1.71 ¹	0.19 \pm 0.05 ¹	0.26 \pm 0.32 ¹	5.26 \pm 0.58 ¹	1.30 \pm 1.32 ¹	0.15 \pm 0.02 ¹	0.70 \pm 0.70 ¹	5.92 \pm 1.74 ¹
Total	1.03 \pm 1.46 ^a	0.16 \pm 0.06 ^a	0.30 \pm 0.29 ^a	5.35 \pm 0.43 ^a	1.27 \pm 1.21 ^a	0.14 \pm 0.03 ^a	0.63 \pm 0.59 ^a	5.83 \pm 1.47 ^a
Hígado								
Macho	559.5 \pm 639.2 ¹	0.09 \pm 0.06 ¹	5.92 \pm 9.59 ¹	120.45 \pm 257.89 ¹	115.3 \pm 76.0 ¹	0.07 \pm 0.07 ¹	19.90 \pm 30.03 ¹	34.45 \pm 28.11 ¹
Hembra	361.4 \pm 335.9 ¹	0.09 \pm 0.06 ¹	3.26 \pm 4.22 ¹	159.10 \pm 224.77 ¹	249.5 \pm 120.0 ²	0.09 \pm 0.10 ¹	25.40 \pm 39.15 ¹	33.22 \pm 25.87 ¹
Total	435.4 \pm 505.2 ^b	0.09 \pm 0.06 ^b	4.55 \pm 7.40 ^a	127.31 \pm 224.39 ^b	196.3 \pm 117.9 ^a	0.08 \pm 0.09 ^b	23.48 \pm 35.32 ^b	33.63 \pm 25.33 ^a
Músculo								
Macho	0.70 \pm 0.89 ¹	0.09 \pm 0.08 ¹	2.86 \pm 1.84 ¹	5.00 \pm 4.09 ¹	0.25 \pm 0.18 ¹	0.07 \pm 0.01 ¹	15.80 \pm 30.33 ¹	7.41 \pm 9.87 ¹
Hembra	0.52 \pm 0.47 ¹	0.12 \pm 0.09 ¹	2.90 \pm 1.89 ¹	6.04 \pm 7.06 ¹	0.31 \pm 0.21 ¹	0.05 \pm 0.02 ²	19.30 \pm 26.66 ¹	10.05 \pm 11.76 ¹
Total	0.63 \pm 0.70 ^a	0.10 \pm 0.09 ^b	2.88 \pm 1.85 ^a	5.98 \pm 5.75 ^a	0.29 \pm 0.18 ^a	0.06 \pm 0.02 ^b	18.03 \pm 27.24 ^b	8.37 \pm 10.41 ^a

Diferente superíndice en letra indica diferencia significativa ($p < 0.05$) en las concentraciones promedio del elemento entre tejidos para una misma especie; diferente superíndice en número indica diferencia significativa ($p < 0.05$) en las concentraciones promedio de elementos entre sexo en un mismo tejido para una misma especie.

En marlín rayado, los análisis estadísticos indican que el género no influyó sobre las concentraciones de Cd en cada tejido (ANOVA, $p > 0.05$; Tabla 6). Entre tejidos al menos hay una diferencia (ANOVA, $p < 0.05$). En las hembras y en los machos, el hígado presentó mayores concentraciones de Cd que el músculo y sangre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 9A). A su vez, el hígado de las hembras presentó mayores concentraciones de Cd que el músculo y sangre de los machos; y el hígado de los machos presentó concentraciones de Cd mayores que las del músculo y sangre de las hembras (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$).

En marlín azul, al menos una diferencia significativa fue evidenciada entre machos y hembras por tejido (ANOVA, $p < 0.05$). En el hígado, las concentraciones de Pb en las hembras fueron mayores que la de los machos (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 9B). Entre tejidos, las concentraciones de Pb en hígado fueron mayores que las de músculo y sangre de hembras y machos (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$) (Fig. 9B). A su vez, el hígado de las hembras presentó mayores concentraciones de Cd que el músculo y sangre de los machos; y el hígado de los machos presentó concentraciones de Cd mayores que las del músculo y sangre de las hembras (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$).

En lo que se refiere al mes de muestreo, los estadísticos indican que las concentraciones de Cd no son influenciadas por el mes de muestreo en los tejidos de marlín rayado (ANOVA, $p > 0.05$; Tabla 7). Pero entre tejidos, los análisis estadísticos muestran que al menos hay una diferencia por mes de muestreo (ANOVA, $p > 0.05$). En el mes de Octubre y Diciembre las concentraciones de Cd en hígado fueron mayores a las de músculo y sangre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 10A). En comparaciones cruzadas, las concentraciones de Cd en hígado de Octubre fueron mayores a las de músculo y sangre del mes de Diciembre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$). Y las concentraciones de Cd en el hígado de diciembre fueron mayores a las concentraciones de Cd en el músculo y sangre del mes de Octubre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$).

En marlín azul, los análisis estadísticos muestran que no hay diferencias en las concentraciones de Cd entre los meses de muestreo por tejido pero si entre tejidos por mes (ANOVA, $p < 0.05$). En el mes de Octubre y Noviembre, las concentraciones de Cd en hígado son mayores a las concentraciones de Cd en músculo y sangre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 10B). En comparaciones cruzadas, las concentraciones de Cd en hígado de Octubre son mayores a las concentraciones de Cd para músculo y sangre del mes de Noviembre y sangre de Diciembre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$).

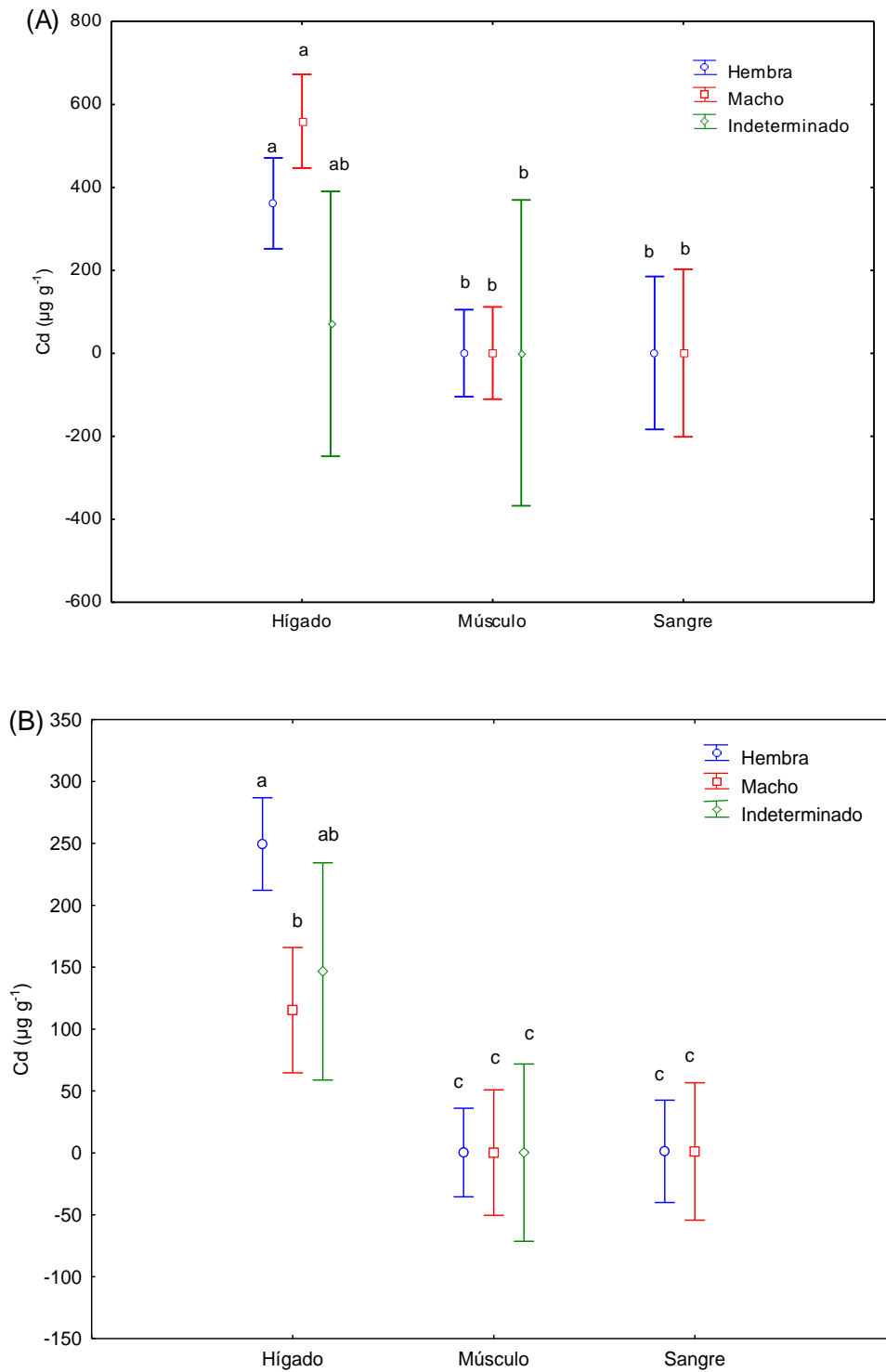


Figura 9. Concentraciones promedio de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por género de *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).

Tabla 7. Concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se (promedio \pm DE) para *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* analizados en cada tejido por mes de captura. NM = no hubo muestra disponible.

Tejido	<i>Kajikia audax</i>				<i>Makaira nigricans</i>			
	Cd	Pb	Hg	Se	Cd	Pb	Hg	Se
Sangre								
Octubre	1.37 \pm 1.83 ^a	0.16 \pm 0.05 ^a	0.38 \pm 0.35 ^a	5.19 \pm 0.47	1.43 \pm 1.60 ^a	0.15 \pm 0.03 ^a	1.01 \pm 0.63 ^a	5.39 \pm 1.31 ^a
Noviembre	NM	NM	NM	NM	1.34 \pm 0.73 ^a	0.14 \pm 0.03 ^a	0.28 \pm 0.15 ^a	5.53 \pm 0.92 ^a
Diciembre	0.53 \pm 0.26 ^a	0.17 \pm 0.07 ^a	0.19 \pm 0.11 ^a	5.67	0.50 \pm 0.14 ^a	0.14 \pm 0.01 ^a	0.22 \pm 0.16 ^a	8.75 ^a
Hígado								
Octubre	457.17 \pm 550.65 ^a	0.09 \pm 0.06 ^a	4.95 \pm 7.84 ^a	241.86 \pm 281.54 ^a	179.65 \pm 107.01 ^a	0.10 \pm 0.10 ^a	32.63 \pm 38.76 ^a	34.87 \pm 23.44 ^a
Noviembre	183.60 \pm 91.69 ^a	0.01 \pm 0.00 ^b	3.94 \pm 6.84 ^a	13.01 \pm 5.02 ^a	243.62 \pm 141.60 ^a	0.02 \pm 0.02 ^a	1.43 \pm 1.48 ^a	35.24 \pm 38.57 ^a
Diciembre	421.31 \pm 334.72 ^a	0.12 \pm 0.04 ^a	2.91 \pm 4.16 ^a	12.63 \pm 2.75 ^a	112.30 ^a	0.12 ^a	0.38 ^a	18.85 ^a
Músculo								
Octubre	0.71 \pm 0.74 ^a	0.11 \pm 0.10 ^a	2.81 \pm 1.83 ^a	2.08 \pm 0.17 ^a	0.35 \pm 0.21 ^a	0.09 \pm 0.03 ^a	24.64 \pm 31.01 ^a	11.72 \pm 12.12 ^a
Noviembre	0.13 \pm 0.01 ^b	0.06 ^a	1.82 \pm 1.80 ^a	11.05 \pm 3.30 ^a	0.23 \pm 0.13 ^a	0.07 \pm 0.01 ^a	3.65 \pm 1.57 ^a	2.80 \pm 0.87 ^a
Diciembre	0.26 \pm 0.16 ^b	0.07 \pm 0.02 ^a	3.41 \pm 1.82 ^a	11.76 \pm 6.05 ^a	0.14 ^a	0.11 ^a	0.06 ^a	8.37 ^a

Diferente superíndice en letra indica diferencia significativa ($p < 0.05$) en las concentraciones promedio del elemento entre mes de muestreo.

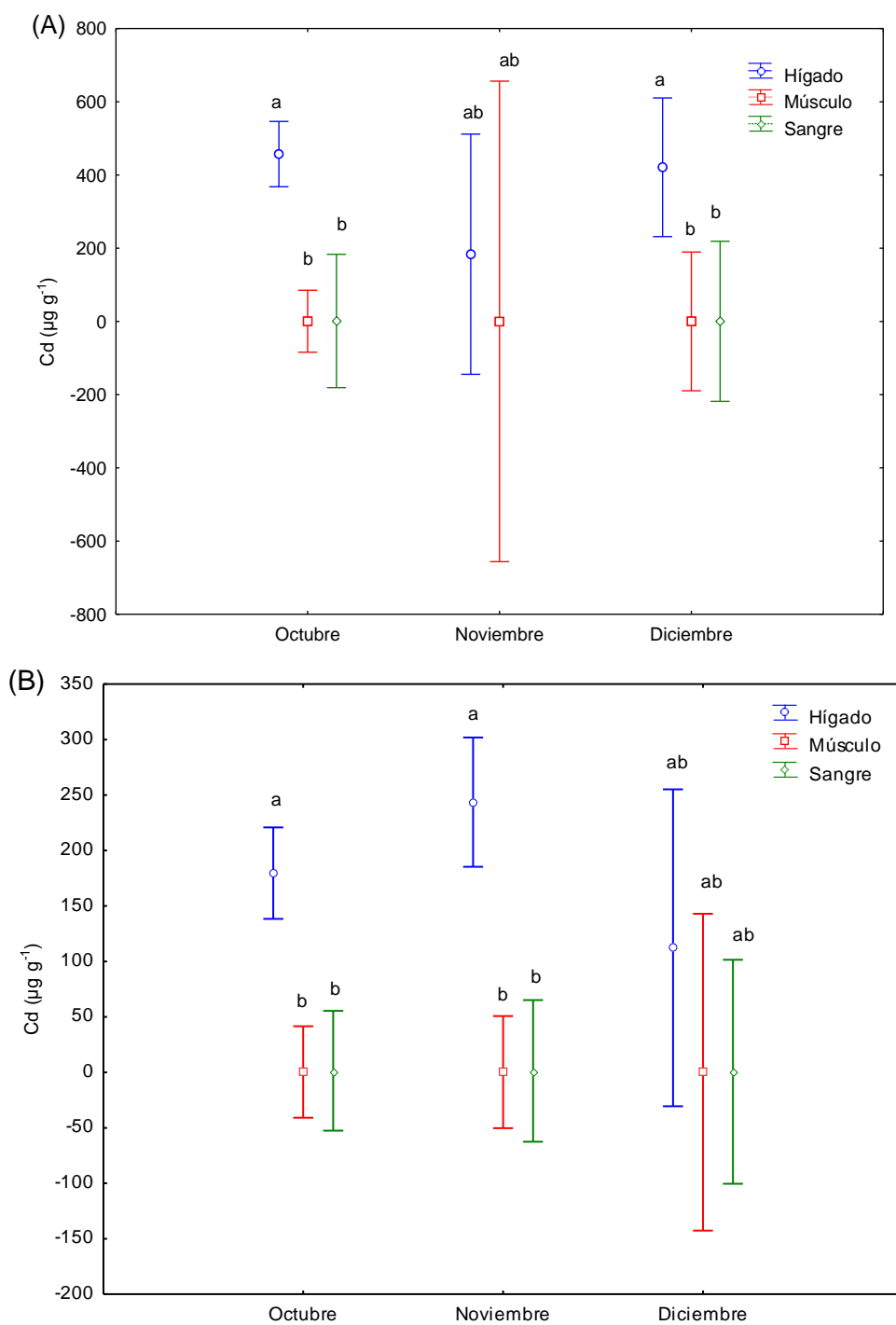


Figura 10. Concentraciones promedio de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por mes de muestreo para *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).

Y las concentraciones de Cd en hígado del mes de Noviembre son mayores a las concentraciones de Cd en músculo y sangre del mes de Octubre, y la sangre y músculo del mes de Diciembre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$).

En marlín rayado, la longitud postorbital (LPO) mostró una relación exponencial con las concentraciones de Cd en hígado y músculo y en sangre (Fig. 11). En el marlín azul, la longitud postorbital no mostró una relación significativa ($p > 0.05$) con las concentraciones de Cd en hígado, músculo y sangre (Fig. 11).

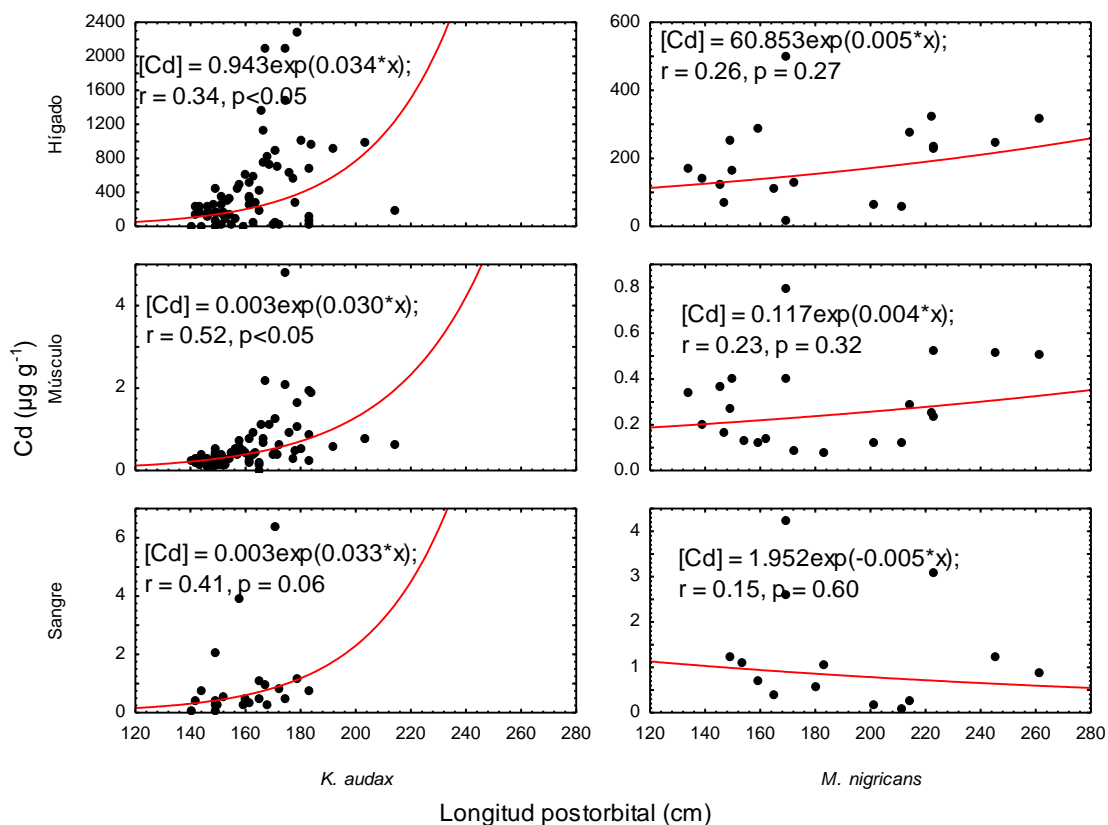


Figura 11. Relación entre la longitud postorbital (LPO) y la concentración de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en sangre, hígado y músculo para *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*.

9.4.2. Plomo

Los análisis estadísticos muestran que entre especie no hay diferencias por tejido (ANOVA, $p > 0.05$; Fig. 12), pero al menos hay una diferencia entre tejidos por especie (ANOVA, $p < 0.05$). En *K. audax*, las concentraciones de Pb en la sangre fueron mayores que en el hígado y músculo, y estadísticamente no hay diferencia significativa entre músculo e hígado (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$) (Tabla 6). En *M. nigricans* las concentraciones de Pb en sangre fueron mayores que las

concentraciones de Pb en músculo e hígado, y estadísticamente las concentraciones de Pb entre músculo e hígado no difieren significativamente (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Tabla 6). En comparaciones cruzadas, las concentraciones de Pb en la sangre de *K. audax* fueron mayores que las concentraciones de Pb en músculo e hígado de *M. nigricans* (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$).

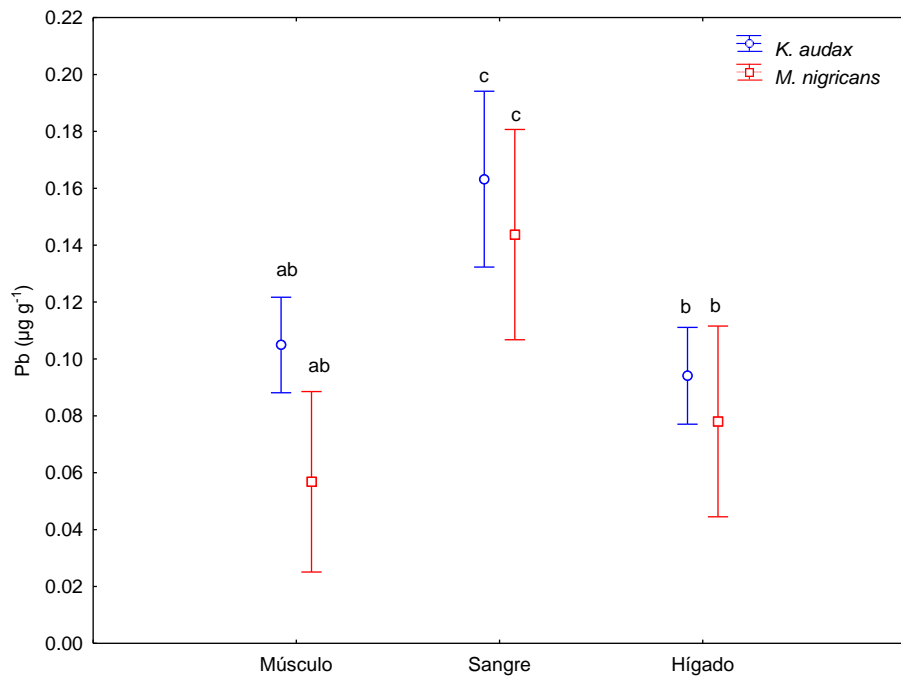


Figura 12. Concentraciones promedio de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos entre *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*. Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).

En lo que respecta al género, los análisis estadísticos muestran que las concentraciones de Pb entre machos y hembras no son diferentes significativamente dentro de cada especie de marlín, con excepción del músculo en marlín azul (ANOVA, $p > 0.05$; Tabla 6), pero entre tejidos se presentan diferencias en las concentraciones de Pb (ANOVA, $p < 0.05$). En marlín rayado, el músculo de los machos presento concentraciones de Pb menores que las concentraciones de Pb en la sangre de las hembras (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 13A). Mientras que las concentraciones de Pb en la sangre de hembras fue distinta que las concentraciones de Pb en el hígado de hembras y machos (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 13A). En marlín azul, las concentraciones de Pb fueron mayores en la sangre que en el músculo de las hembras (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 13B).

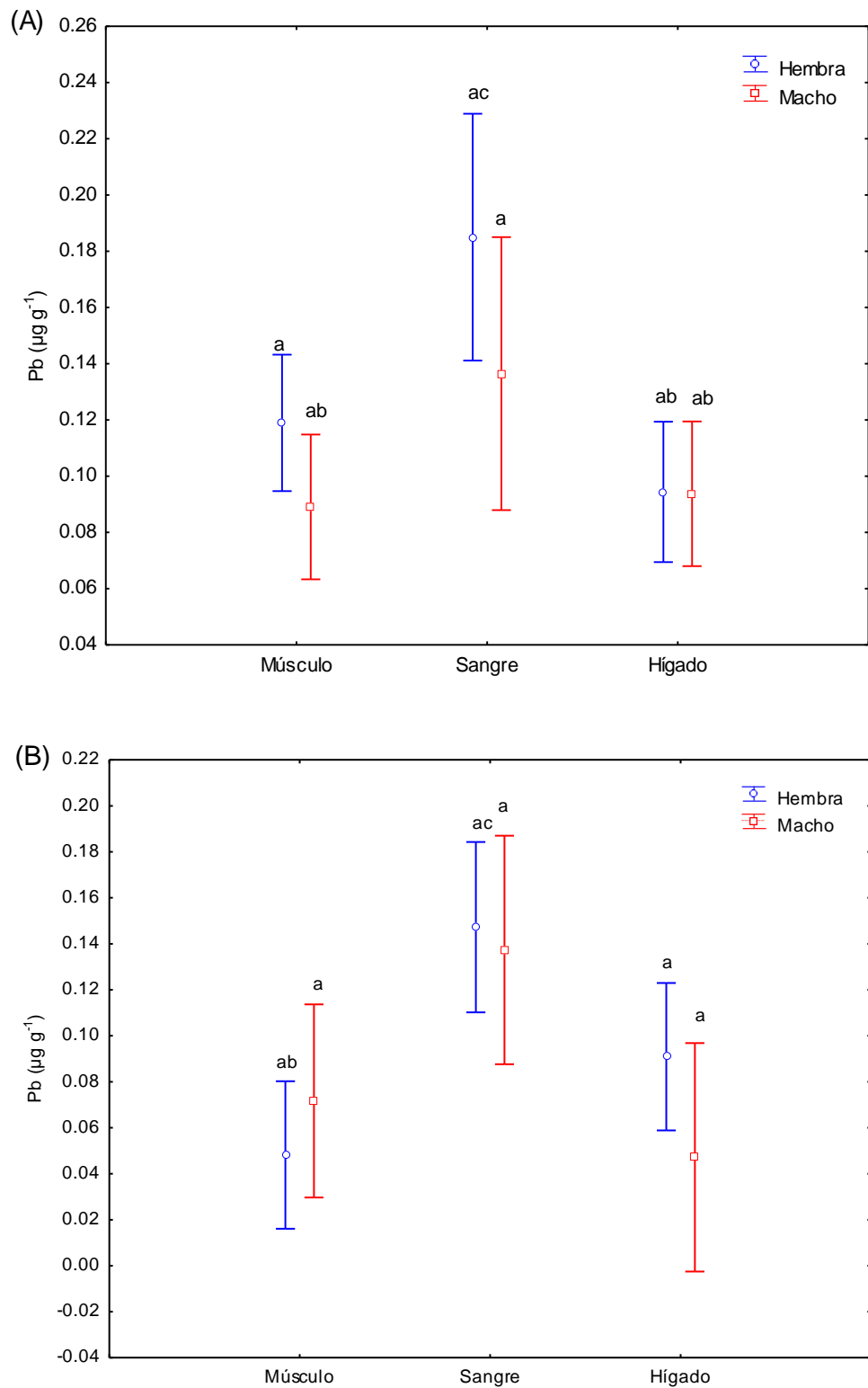


Figura 13. Concentraciones promedio de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por género de *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).

Por mes de muestreo, no se presentaron diferencias significativas entre Octubre, Noviembre y Diciembre en los tejidos de marlín rayado, ni entre tejidos por especie (Tabla 7), ni entre tejidos para cada mes ANOVA, $p > 0.05$; Fig. 14A). En marlín azul, los estadísticos no mostraron diferencias en las concentraciones de Pb entre mes de muestreo por tejido (Tabla 7), pero entre tejidos al menos hay una diferencia (ANOVA, $p < 0.05$).

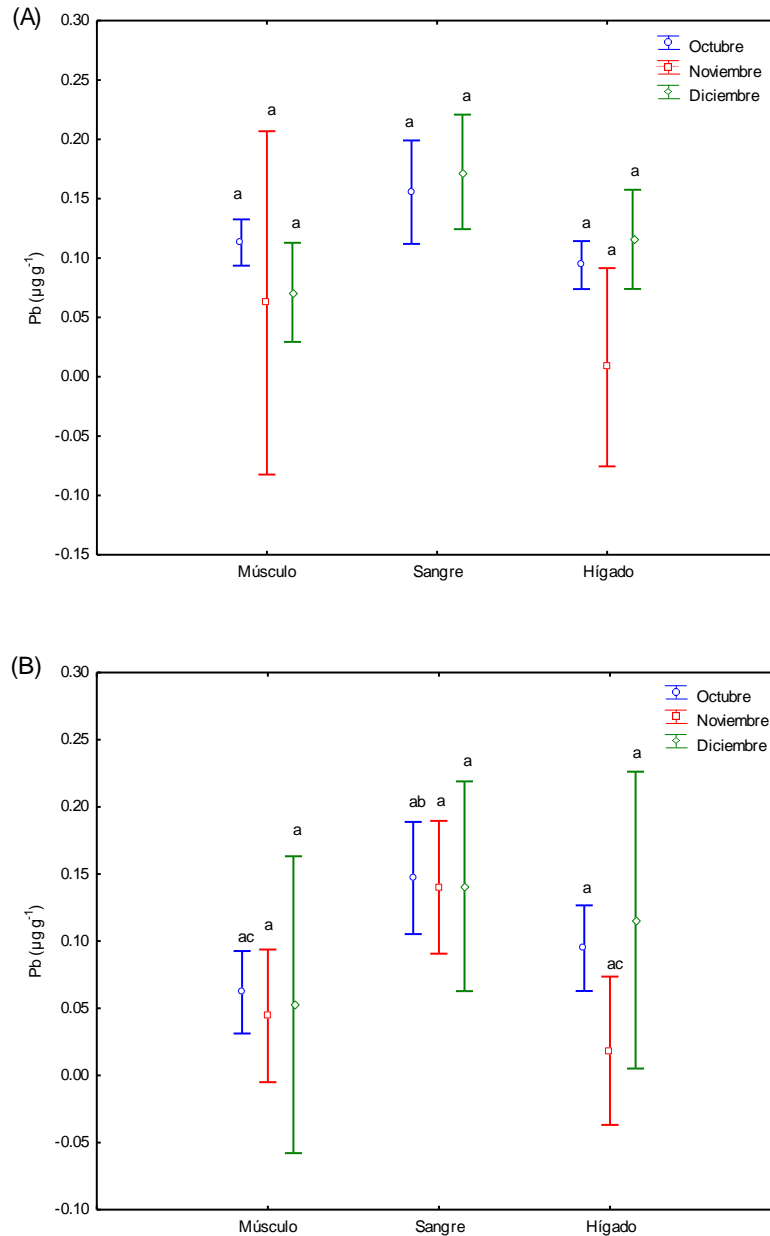


Fig. 14. Concentraciones promedio de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por mes de muestreo para *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Tukey, $p < 0.05$).

En el mes de Octubre, la sangre mostró mayores concentraciones de Pb que el músculo (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 14B). En Noviembre la sangre presento mayores concentraciones de Pb que el hígado (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 14B). En comparaciones cruzadas la sangre del mes de Octubre presentó mayores concentraciones de Pb que las concentraciones de Pb del hígado de Noviembre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 14B).

En el marlín rayado, la relación longitud postorbital (LPO) con la concentración de Pb no fue significativa en los tres tejidos analizados (Fig. 15). En el marlín azul, la longitud postorbital no mostró una relación con las concentraciones de Pb en sangre, músculo e hígado (Fig. 15).

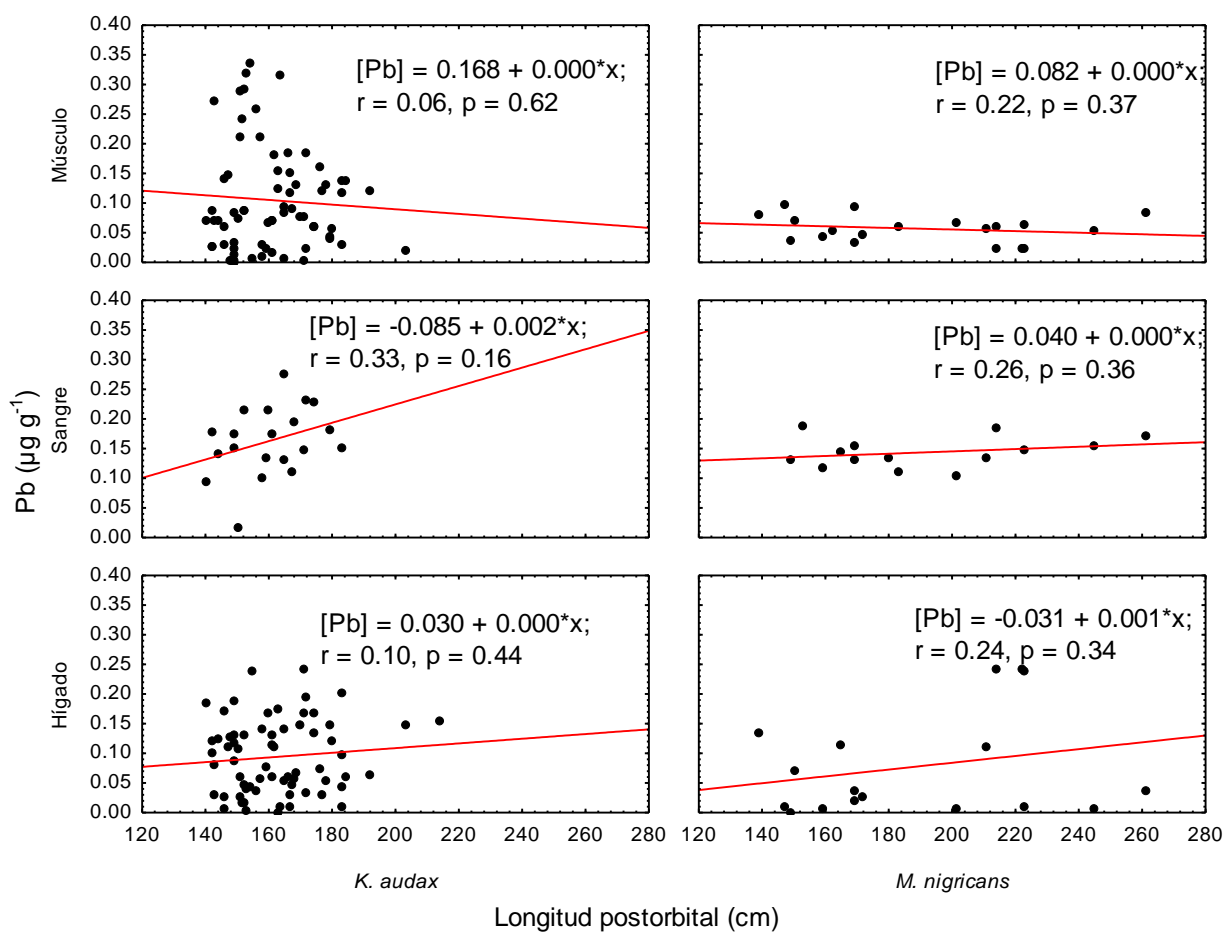


Figura 15. Relación de longitud postorbital (LPO) con la concentración de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en músculo, sangre e hígado de *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*.

9.4.3. Mercurio

Los análisis estadísticos muestran diferencias en las concentraciones de Hg entre las dos especies de marlín para músculo e hígado (ANOVA, $p < 0.05$; Fig. 16). Las concentraciones de Hg en músculo e hígado de marlín azul fueron mayores a las de marlín rayado, respectivamente (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 16). Por especie, los estadísticos indican que en marlín rayado las concentraciones de Hg entre tejidos no fueron significativamente distintas (Prueba de Scheffe, $p > 0.05$; Tabla 6). Mientras que en marlín azul, las concentraciones de Hg en sangre fueron estadísticamente menores a las del músculo e hígado (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Tabla 6). En comparaciones cruzadas las concentraciones de Hg en músculo de *M. nigricans* fueron mayores a las concentraciones de Hg en sangre e hígado de *K. audax* (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$). Mientras que el hígado de *M. nigricans* presentó concentraciones de Hg mayores a las concentraciones de Hg en sangre y músculo de *K. audax* (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$).

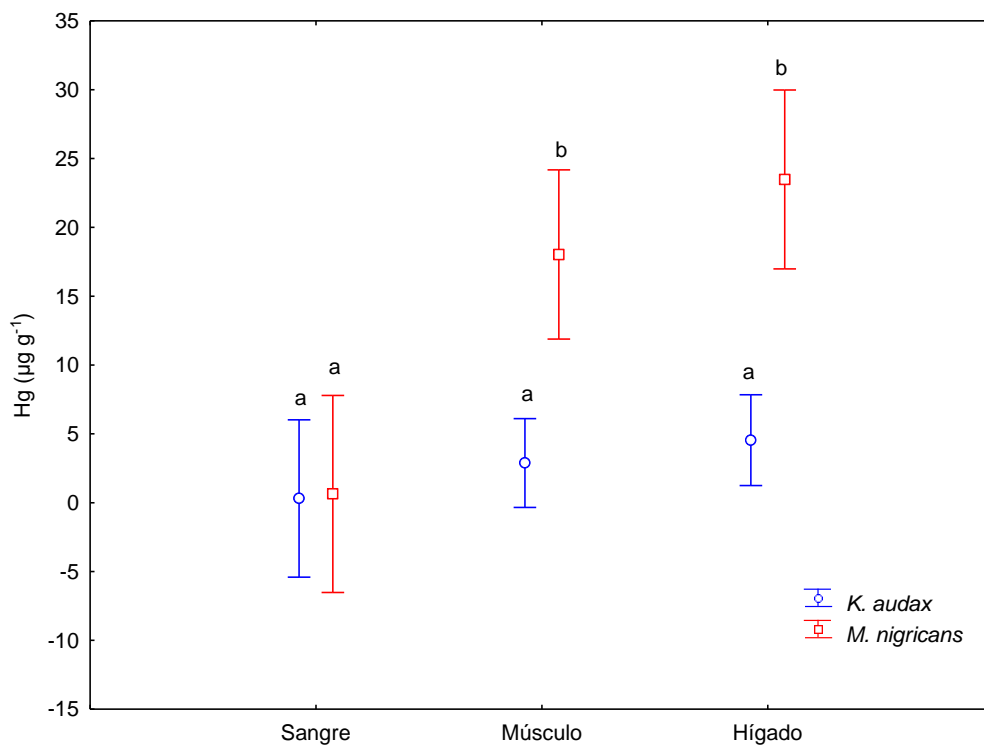


Figura 16. Concentraciones promedio de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos entre *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*. Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).

En lo que respecta a las comparaciones por género, en marlín rayado el sexo no influye sobre las variaciones en las concentraciones de Hg (Tabla 6), pero entre tejidos al menos una diferencia se presentó (ANOVA, $p < 0.05$). La sangre de las hembras mostró concentraciones de Hg mayores a las concentraciones de Hg en el hígado de los machos (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 17A). En marlín azul, los análisis estadísticos no muestran diferencias en las concentraciones de Hg debidas al género en cada tejido (Tabla 6), ni entre tejidos de machos y hembras se presentaron diferencias significativas (ANOVA, $p > 0.05$; Fig. 17B).

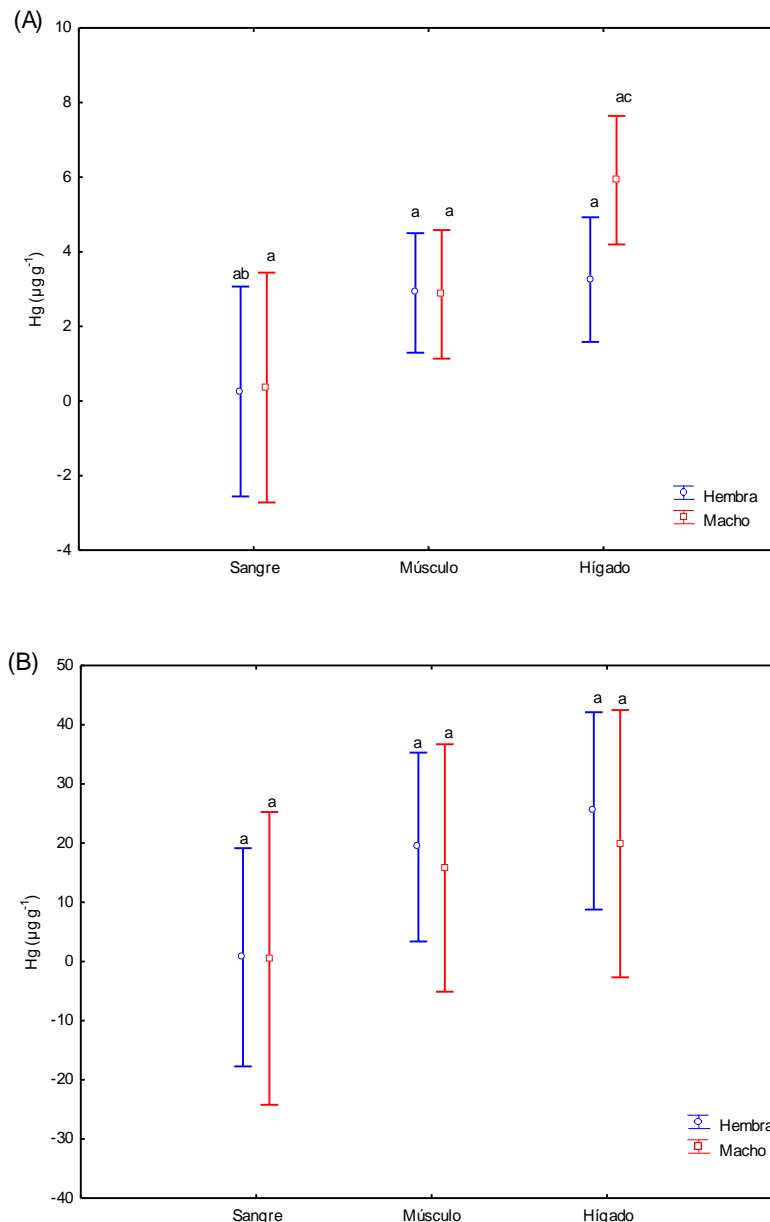


Fig. 17. Concentraciones promedio de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por género de *K. audax* (A) y *M. nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).

Un patrón de acumulación de Hg en los meses de muestreo fue observado, Octubre > Noviembre > Diciembre, en los tejidos de marlín rayado. Aunque semejantes variaciones de Hg estuvieron presentes, estas no fueron significativas (ANOVA, $p > 0.05$, Tabla 7). Entre los tejidos de marlín rayado, las concentraciones de Hg no fueron estadísticamente distintas en cada mes de muestreo (ANOVA, $p > 0.05$; Fig. 18A). En marlín azul, el patrón de acumulación por mes de muestreo fue de Octubre > Noviembre > Diciembre en los tejidos analizados, sin embargo, semejantes variaciones no fueron estadísticamente distintas (ANOVA, $p > 0.05$, Tabla 7). Y entre tejidos de marlín azul no se presentaron diferencias por mes de muestreo (ANOVA; $p > 0.05$; Fig. 18B).

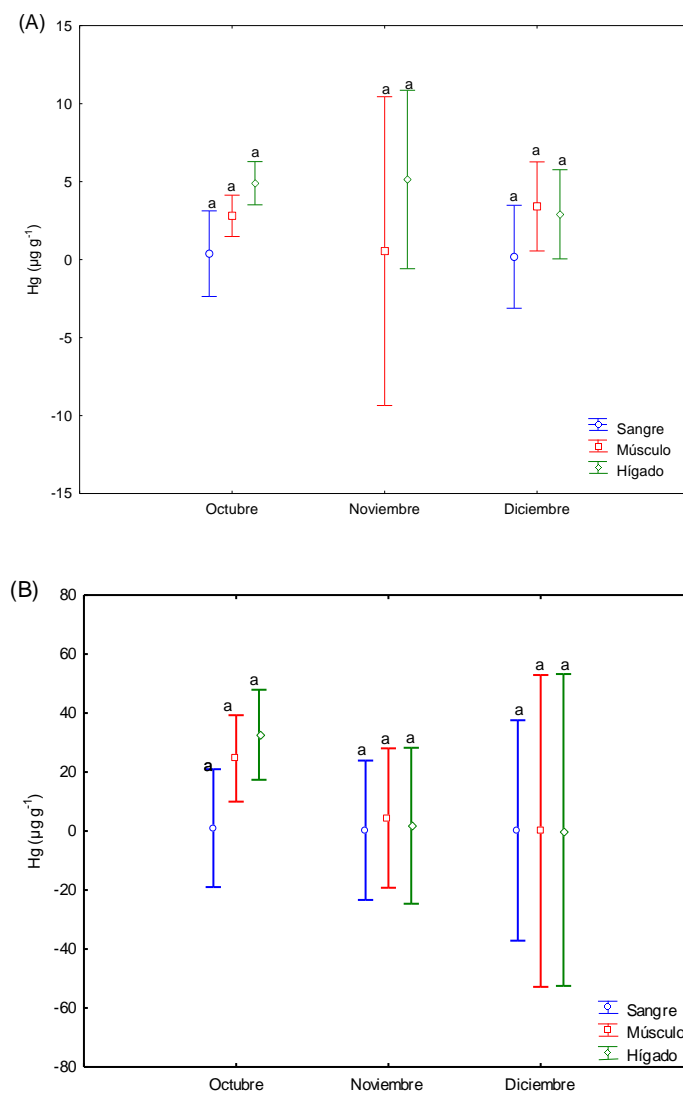


Figura 18. Concentraciones promedio de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por mes de muestreo para *K. audax* (A) y *M. nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, $p < 0.05$).

La talla postorbital mostró una relación del tipo exponencial con las concentraciones de Hg en los especímenes de marlín rayado (Fig. 19). Similar relación exponencial estuvo presente entre la talla postorbital y concentraciones de Hg de marlín azul (Fig. 19). Semejantes relaciones fueron significativas ($p < 0.05$) en sangre, músculo e hígado de las dos especie de marlín (Fig. 19).

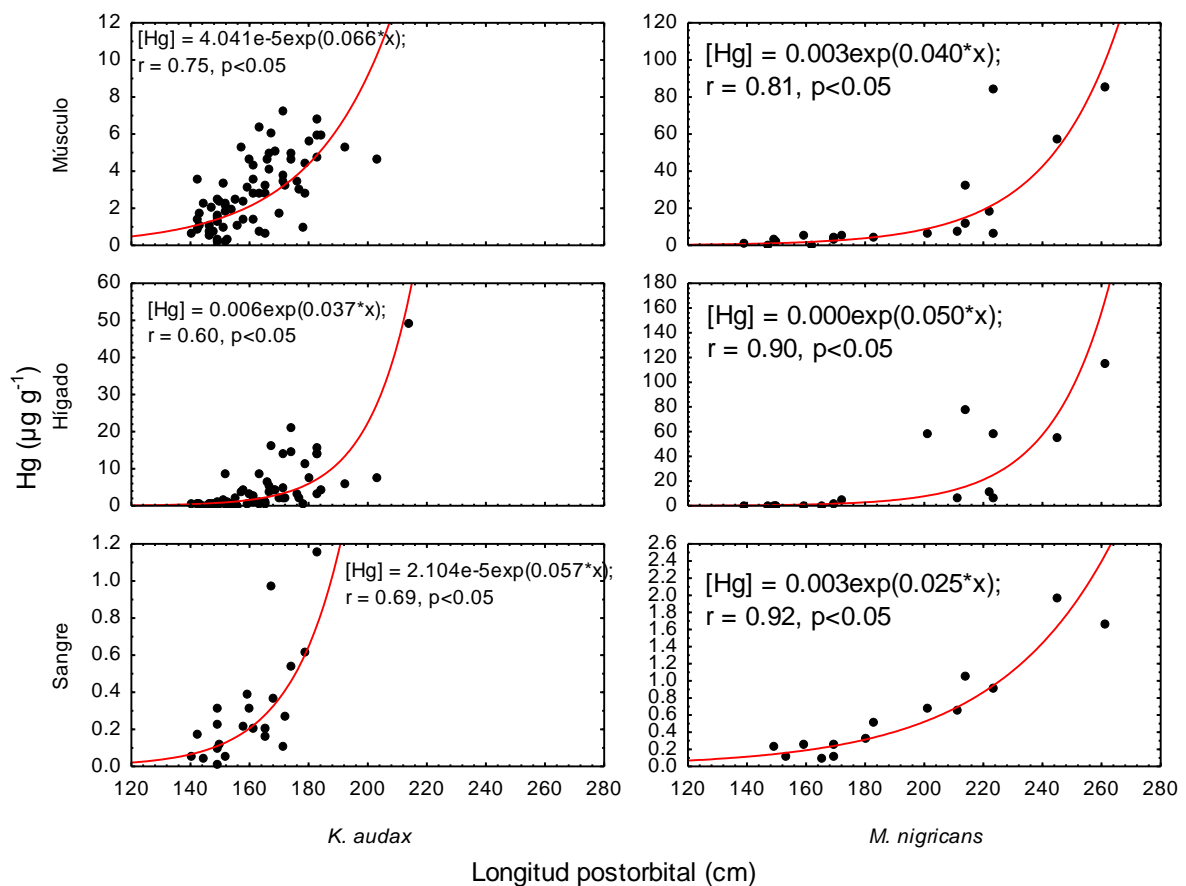


Figura 19. Relación entre la longitud postorbital (cm) y concentración de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en sangre, hígado y músculo para *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*.

9.4.4. Selenio

Los análisis estadísticos mostraron que el factor especie no influyó sobre las concentraciones de Se en los tejidos analizadas (ANOVA, $p > 0.05$; Fig. 20). En marlín rayado, el hígado de marlín rayado mostró concentraciones de Se mayores que el músculo y sangre (Prueba de Scheffe, $p < 0.05$; Tabla 6). En marlín azul las concentraciones de Se en hígado, músculo y sangre no fueron estadísticamente diferentes (Prueba de Scheffe, $p > 0.05$; Tabla 6).

En lo que respecta al género, no se presentaron diferencias en las concentraciones de Se entre machos y hembras en los tejidos de marlín rayado (ANOVA, $p > 0.05$; Tabla 6; Fig. 21A). Un similar resultado de no diferencias en las concentraciones de Se por género en los tejidos fue presentado en marlín azul (ANOVA, $p > 0.05$; Tabla 6; Fig. 21B). Entre tejidos las diferencias no fueron significativas para marlín rayado (ANOVA, $p > 0.05$; Fig. 21A), ni para marlín azul (ANOVA, $p > 0.05$; Fig. 21B).

En las comparaciones entre mes de muestreo, los análisis estadísticos no encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Se por tejido (ANOVA, $p > 0.05$; Tabla 7). En marlín rayado, las concentraciones de Se en hígado fueron mayores a las del músculo y la sangre (Scheffe, $p < 0.05$; Fig. 22A). En marlín azul, las concentraciones de Se no fueron significativamente distintas entre tejidos en cada mes de muestreo (ANOVA, $p > 0.05$; Fig. 22B).

En el marlín rayado, la longitud postorbital presentó una relación del tipo exponencial negativo en músculo y positiva en hígado (Fig. 23). En marlín azul, la longitud postorbital fue relaciona exponencialmente con las concentraciones de Se en músculo e hígado (Fig. 23).

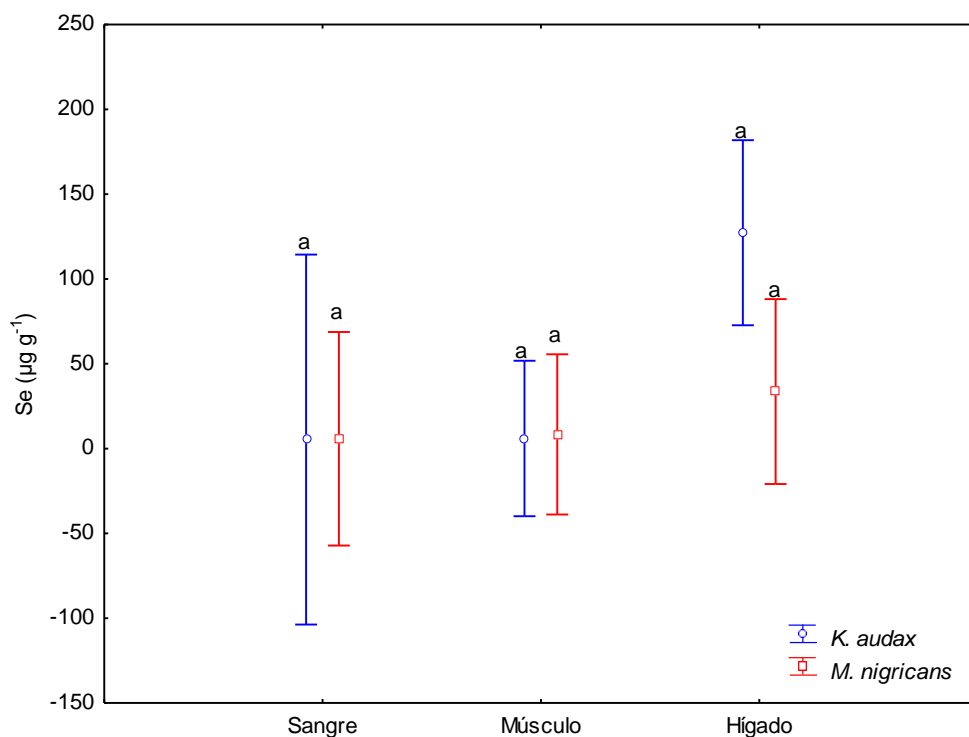


Figura 20. Concentraciones promedio de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos entre *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*. Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).

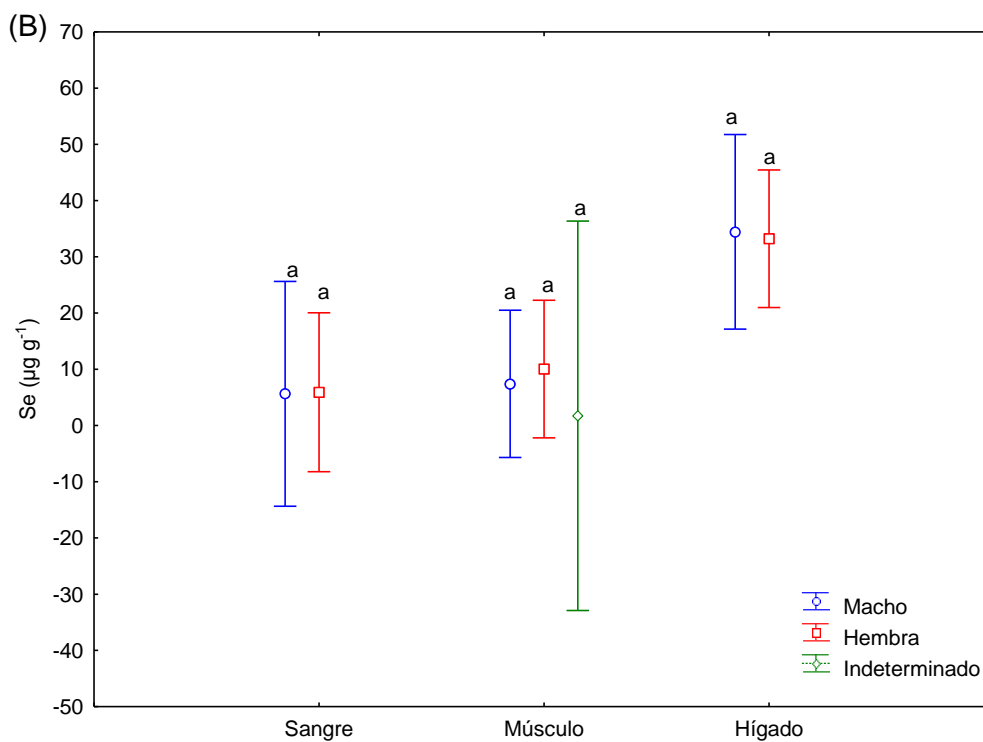
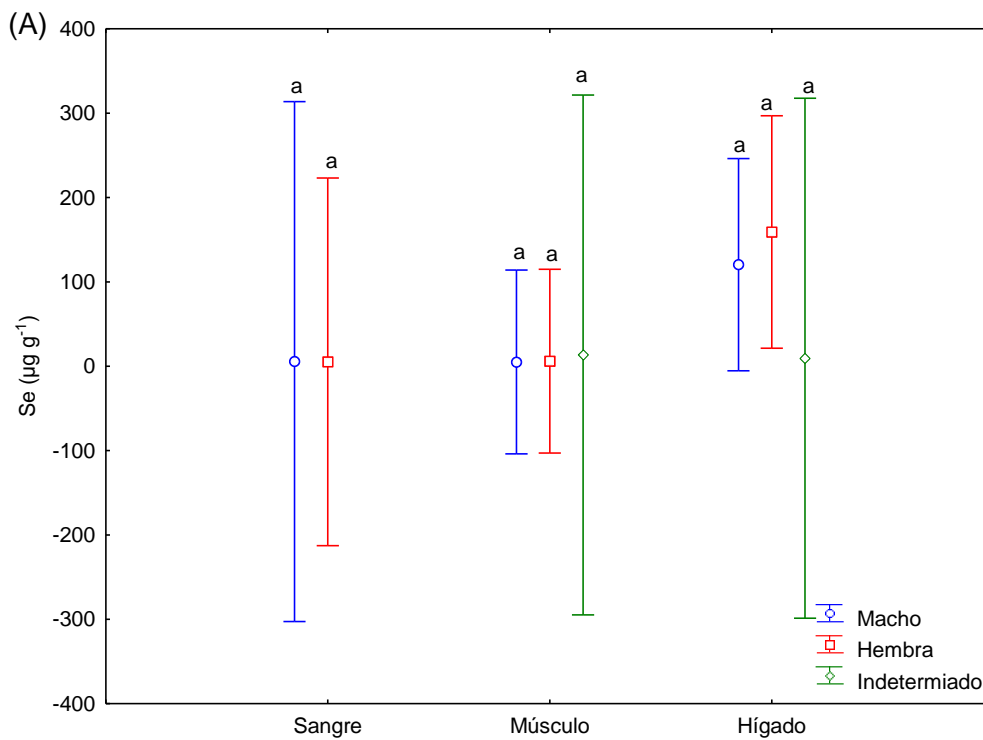


Fig. 21. Concentraciones promedio de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por género de *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, Scheffe, $p < 0.05$).

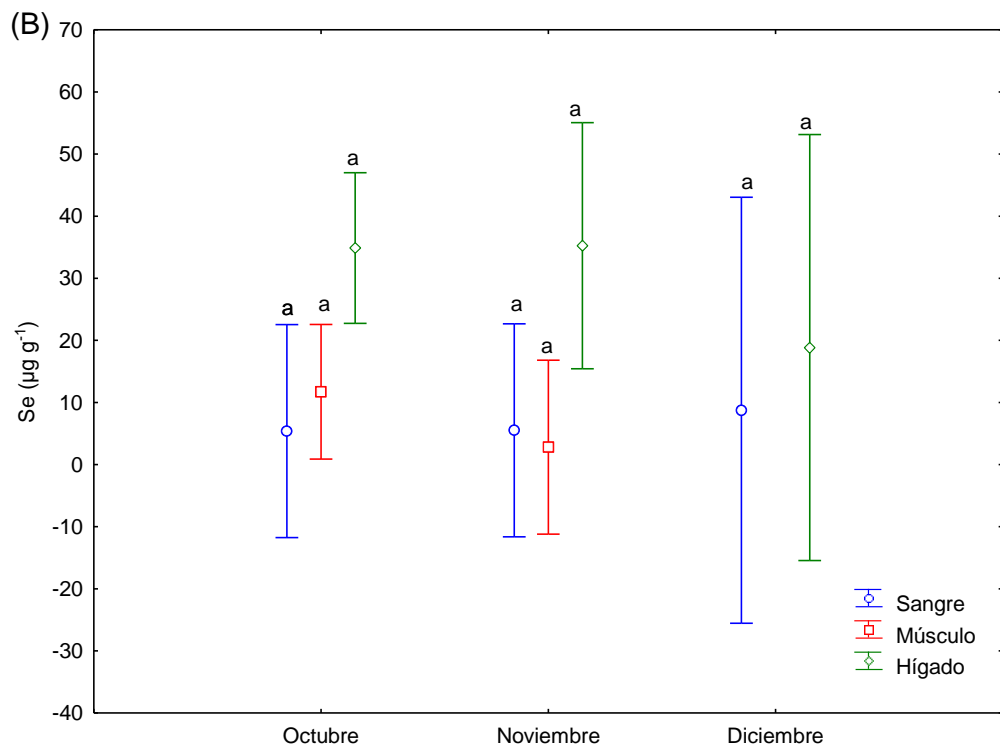
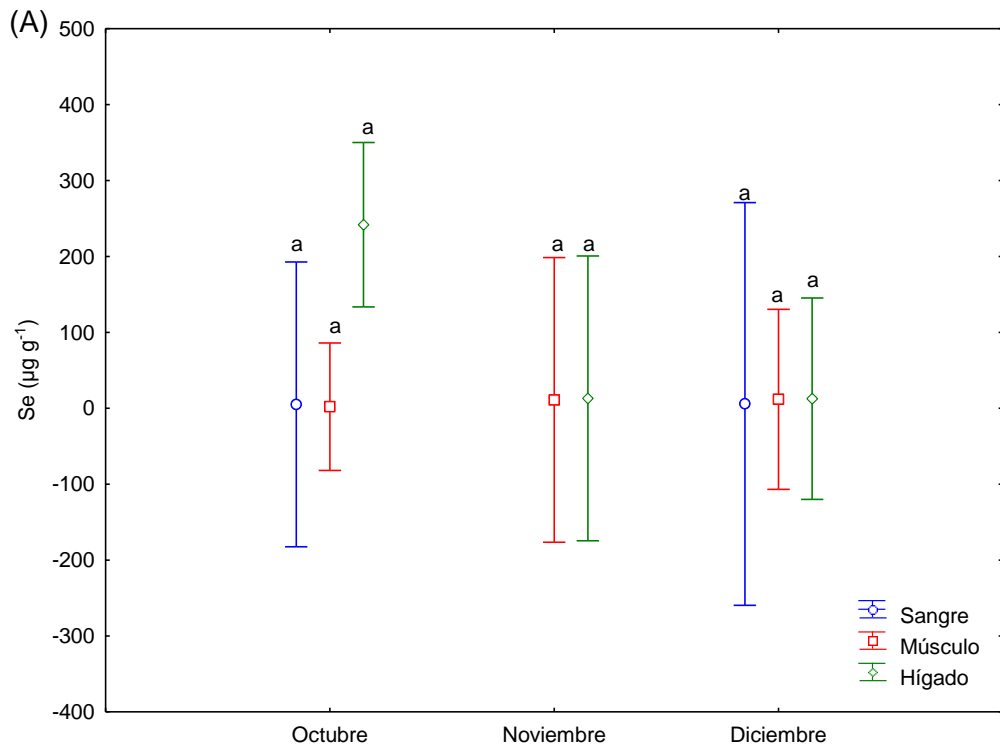


Figura 22. Concentraciones promedio de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejidos por mes de muestreo para *Kajikia audax* (A) y *Makaira nigricans* (B). Las líneas verticales indican el intervalo de confianza al 95%. Letras indican similitud entre tejidos (letra distinta indica diferencias significativas, $p < 0.05$).

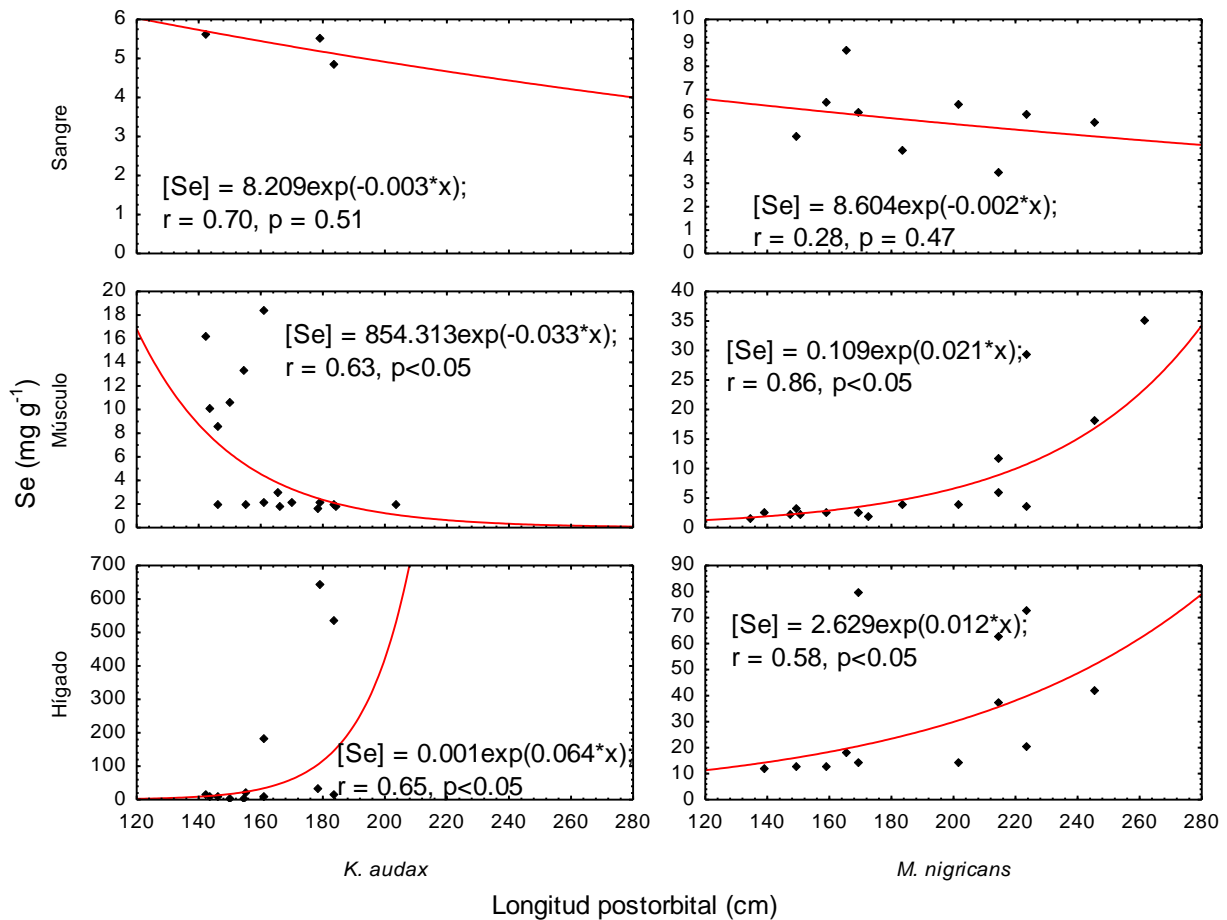


Figura 23. Relación entre la longitud postorbital (cm) y concentraciones de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en sangre, hígado y músculo para *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*.

9.5. Transferencia trófica y biomagnificación

En la Tala 8 se muestra las concentraciones promedio de Cd, Pb, Hg y Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) de las especie presa y el estimado FT para marlín rayado y marlín azul. Los análisis estadísticos indicaron diferencias significativas (Prueba de Kruskal-Wallis; $p < 0.05$) en los niveles promedio de los elementos registrados en las especies presa. El FT para Cd indicó un valor positivo (> 1) solo en una interacción trófica de las 12 relaciones tróficas en marlín rayado (Tabla 8). En marlín azul ningún valor de FT para Cd fue > 1 (Tabla 8), lo que sugiere que el Cd no se incrementó a partir de las presas a los marlines. Los valores de FT en Pb fueron positivos en la mitad de las interacciones tróficas en ambas especies de marlín (Tabla 8). En lo que respecta a los FTs de Hg y Se todos fueron positivos en todas las interacciones tróficas de ambos marlines (Tabla 8).

Además, considerando como una sola fuente a todas las presas juntas, el Cd no fue transferido hacia su consumidor el marlín rayado (FT=0.6), ni tampoco en marlín azul (FT = 0.1). Por su parte el Pb, Hg y Se fueron transferidas positivamente hacia su depredador a partir de una fuente global, siendo mayor el efecto en Hg (marlín rayado, FT = 39; marlín azul, FT = 151), seguido el Pb (FT = 2.7 para marlín rayado; FT = 1.9 para marlín azul), y el Se (FT = 1.73 para marlín rayado; FT = 2.25 para marlín azul). Además, la magnitud del incremento de concentración de Cd y Pb fue mayor en marlín rayado que en marlín azul; y para Hg y Se el efecto del incremento fue mayor en el marlín azul que en el marlín rayado.

La biomagnificación de Cd, Pb, Hg y Se fue estimada aplicando una regresión lineal entre las concentraciones del elemento y los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en las dos especies de marlín y sus presas (Fig. 24 – 31). Las concentraciones de Cd y Pb (expresadas en forma logarítmica) no mostraron una relación significativa con los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en cada especie de marlín y sus presas analizadas (Fig. 24 – 27). Las pendientes negativas de las ecuaciones de regresión para Cd ($b = -0.05$) y Pb ($b = -0.04$) sugieren que no hay un incremento en la acumulación de ambos elementos de niveles tróficos inferiores a niveles tróficos mayores (Fig. 24 y 25). Mientras que las concentraciones de Hg y Se se incrementaron significativamente con los valores de $\delta^{15}\text{N}$, con excepción de Se en marlín rayado y sus presas (Fig. 28 – 31), y con pendientes de regresión positivas sugieren un incremento de Hg y Se a partir de niveles tróficos inferiores a niveles tróficos superiores.

Una manera más representativa de evaluar la magnitud de biomagnificación es calculando el factor de magnificación en la trama trófica (FMTT). Los FMTTs para Cd, Pb, Hg y Se (0.8, 0.9, 3.0 y 1.1) que representan la tasa promedio de incremento de los elementos dentro de la trama trófica fueron calculados utilizando la ecuación (5) y los valores de las pendiente (-0.11, -0.04, 0.48 y 0.04). El FMTT evita la incertidumbre asociada con la selección específica de las combinaciones consumidor/presa (Fisk et al., 2001). La relación de concentraciones de Cd y Pb con respecto a la posición trófica fue negativa (Fig. 32 y 33). Por su parte las concentraciones de Hg y Se versus la ubicación trófica fueron relacionados positivamente (Fig. 34 y 35). Cabe mencionar que para esta relación los organismos presa fueron agrupados de acuerdo al taxón y/o hábito alimenticio (ver Tabla 8) y los marlines como el grupo de depredador tope.

Tabla 8. Grupo de biota, nombre científico, número de muestras, hábito alimenticio, concentración (promedio±DE $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) de oligoelementos y factor de transferencia (FT) de elemento.

Depredador	Presa	n	Grupo	Habito alimenticio	Cd	FT	Pb	FT	Hg	FT	Se	FT
Marlín rayado	<i>Acanthurus</i> spp.	4	Pez	Bentónico	3.9±3.0	0.1	0.17±0.03	0.4	0.09±0.07	33.1	2.8±0.0	1.0
	<i>Auxis</i> spp.	2	Pez	Carnívoro	1.4±1.4	0.7	0.04±0.01	2.0	0.10±0.02	22.8	2.5±0.5	1.9
	<i>B. polylepis</i>	2	Pez	Bentónico	2.6±1.0	0.4	0.08±0.08	1.7	0.05±0.02	36.7	–	–
	<i>C. caballus</i>	2	Pez	Carnívoro	1.4±0.4	0.3	0.08±0.06	1.3	0.19±0.08	10.9	3.6±0.4	1.1
	<i>Fistularia</i> spp.	1	Pez	Carnívoro	0.7	0.2	0.06	0.4	0.12	5.6	–	–
	<i>J. nigrirostris</i>	3	Pez	Bentónico	1.7±0.1	0.2	0.14±0.01	0.4	0.03±0.01	57.3	2.0±0.0	1.7
	<i>L. lagocephalus</i>	11	Pez	Carnívoro	3.2±2.4	0.2	0.05±0.03	6.9	0.12±0.07	19.1	2.1±0.5	1.8
	<i>S. crumenophtalmus</i>	9	Pez	Bentónico	0.7±0.3	1.0	0.23±0.28	2.2	0.22±0.12	14.3	2.4±0.4	2.0
	<i>M. dentatus</i>	1	Pez	Bentónico					0.03		4.6	1.1
	<i>D. gigas</i>	1	Cefalópodo	Carnívoro	19.8	0.02	0.06	1.0	0.09	20.8	–	–
Marlín azul	<i>M. dentata</i>	3	Cefalópodo	Carnívoro	64.3±55.2	0.2	0.04±0.02	1.6	0.09±0.00	30.1	–	–
	<i>Auxis</i> spp.	5	Pez	Carnívoro	5.98±4.60	0.1	0.05±0.06	2.3	0.87±0.54	37.3	5.3±5.0	2.2
	<i>B. polylepis</i>	2	Pez	Bentónico	2.94±0.40	0.1	0.08±0.02	0.5	0.05±0.03	243.9	1.3±0.0	4.0
	<i>J. nigrirostris</i>	2	Pez	Bentónico	2.67±0.30	0.1	0.04±0.05	2.4	0.06±0.02	173.6	2.0±0.0	2.4
	<i>L. lagocephalus</i>	2	Pez	Carnívoro	1.65±0.40	0.1	0.08±0.07	0.7	0.12±0.02	101.5	2.1±0.5	2.7
	<i>S. crumenophtalmus</i>	1	Pez	Bentónico	0.51	0.4	0.07	0.6	0.19	68.78	5.5	1.4
	<i>C. hippurus</i>	1	Pez	Carnívoro					0.73	25.0	1.7	3.0
	<i>S. oulaniensis</i>	2	Cefalópodo	Carnívoro	2.74±0.90	0.1	0.13±0.11	0.5	0.45±0.06	29.2	4.4±0.5	1.4
	<i>E. dovii</i>	4	Crustáceo	Omnívoro	8.13±4.40	0.02	0.06±0.02	1.4	0.13±0.01	54.5	1.9±0.6	1.9

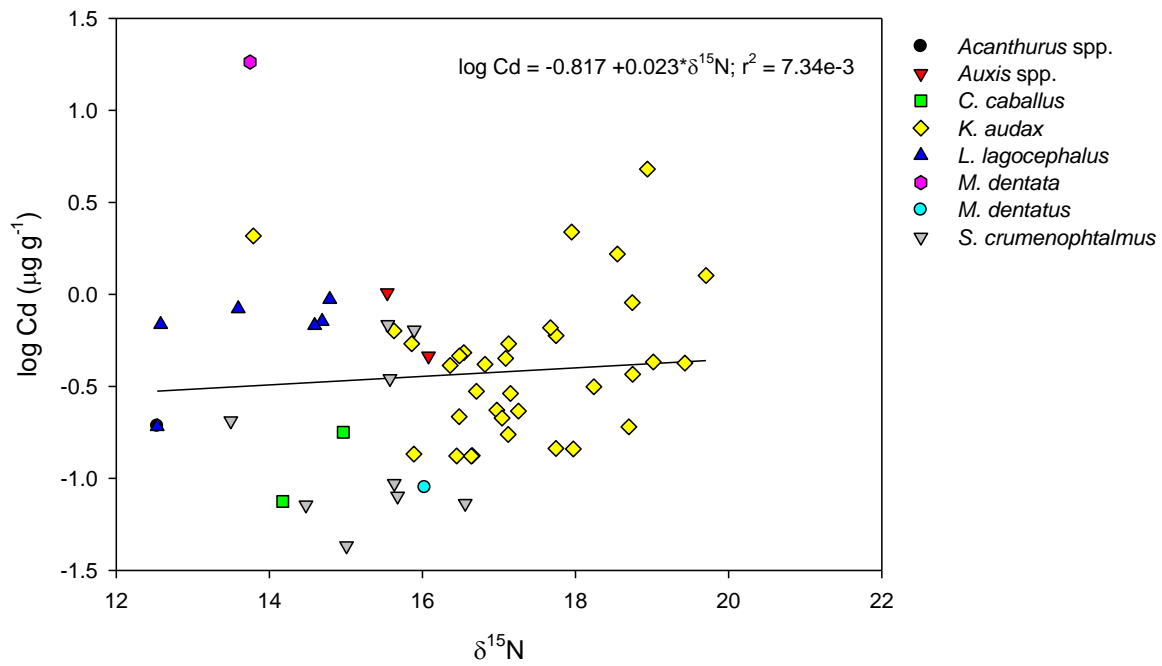


Figura 24. Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en *Kajikia audax* y sus presas en el suroeste del Golfo de California.

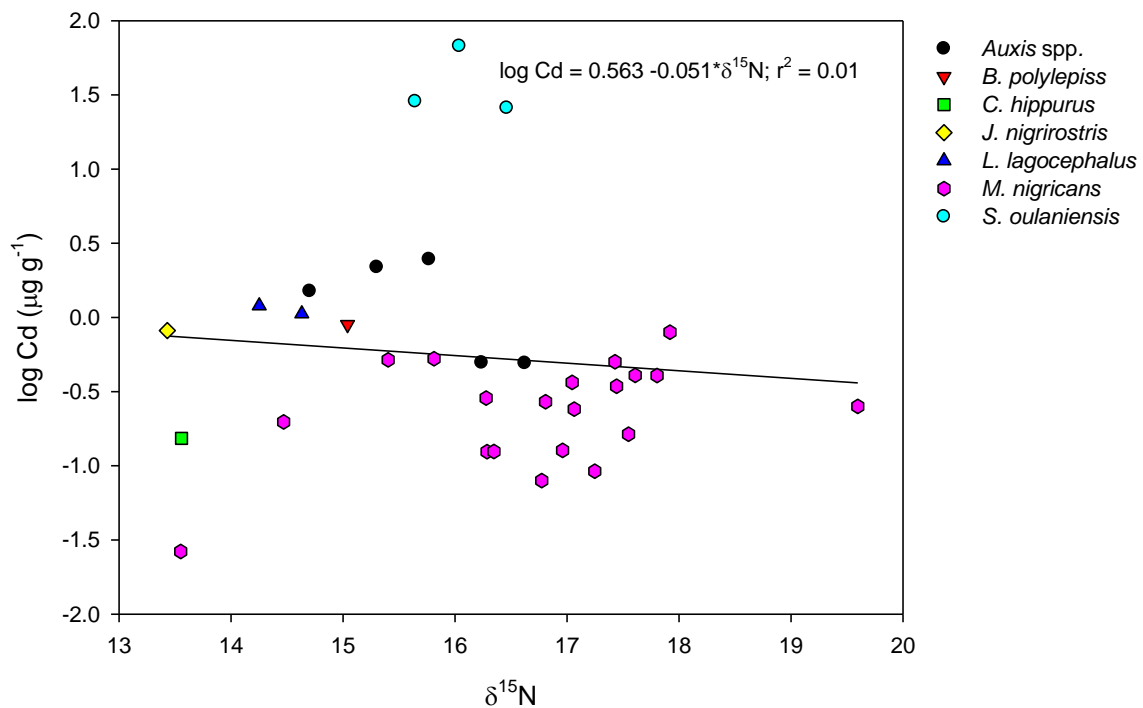


Figura 25. Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$) en *Makaira nigricans* y sus presas en el suroeste del Golfo de California.

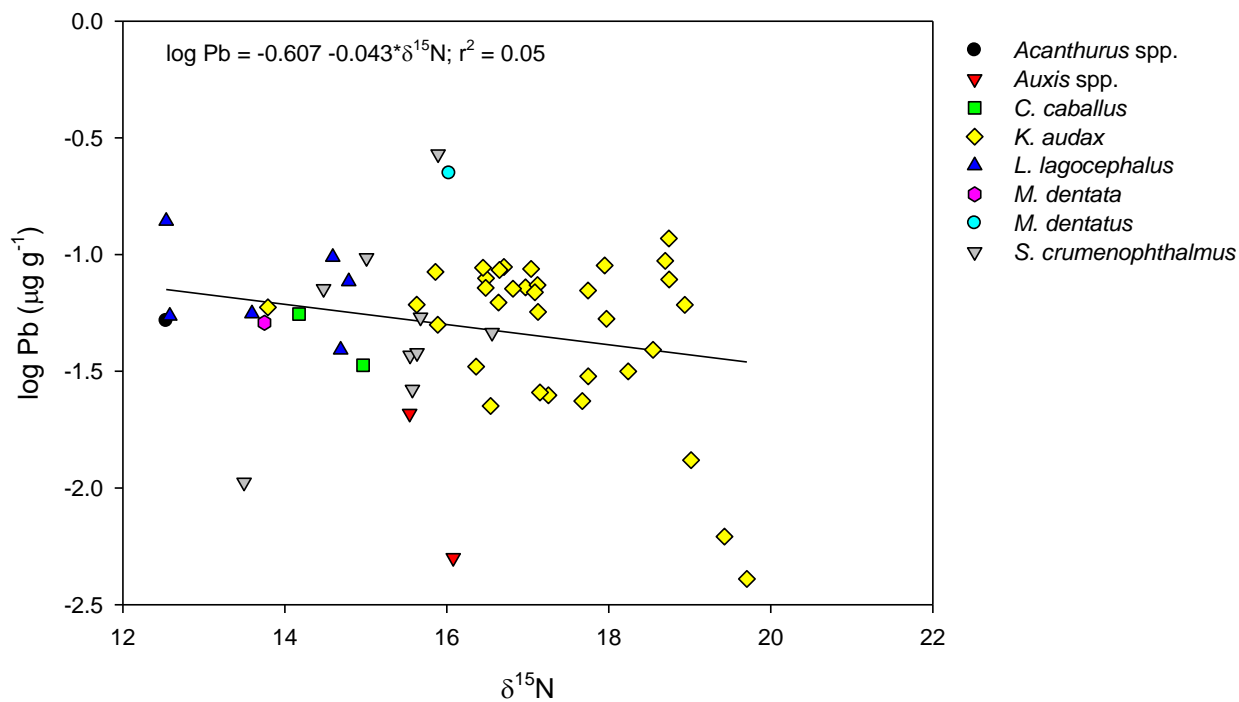


Figura 26. Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en *Kajikia audax* y sus presas en el suroeste del Golfo de California.

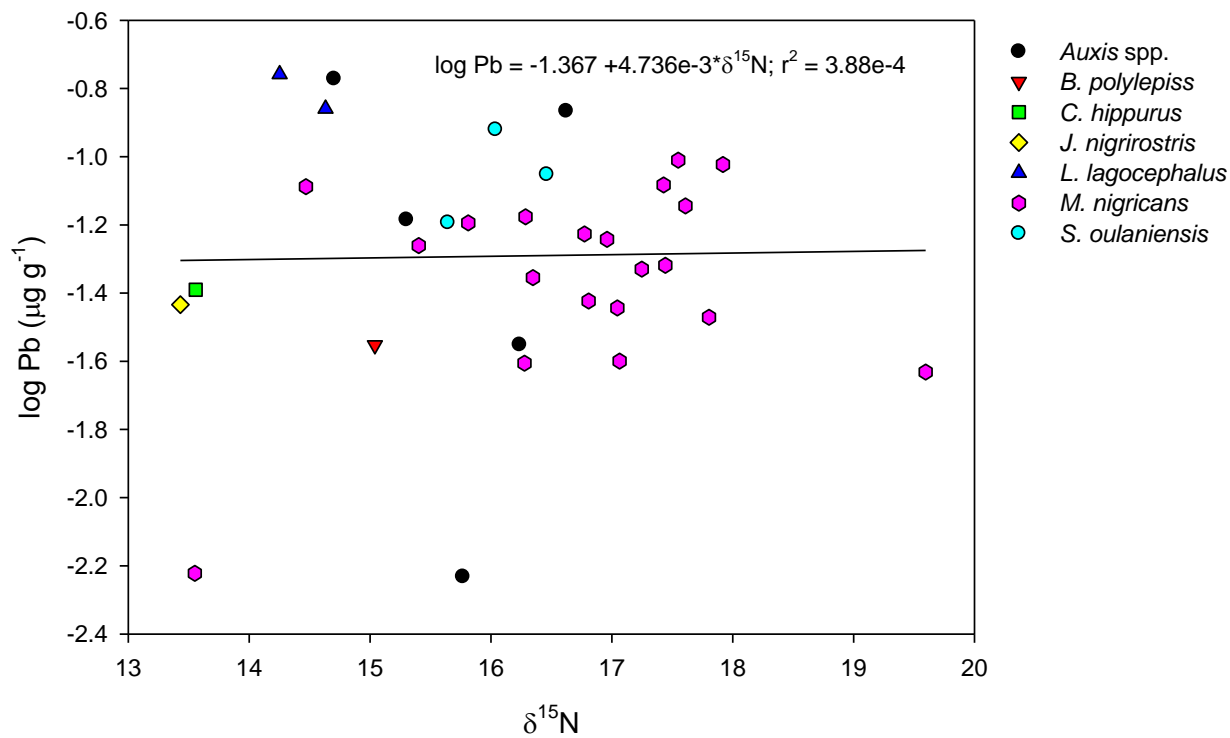


Figura 27. Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) en *Makaira nigricans* y sus presas en el suroeste del Golfo de California

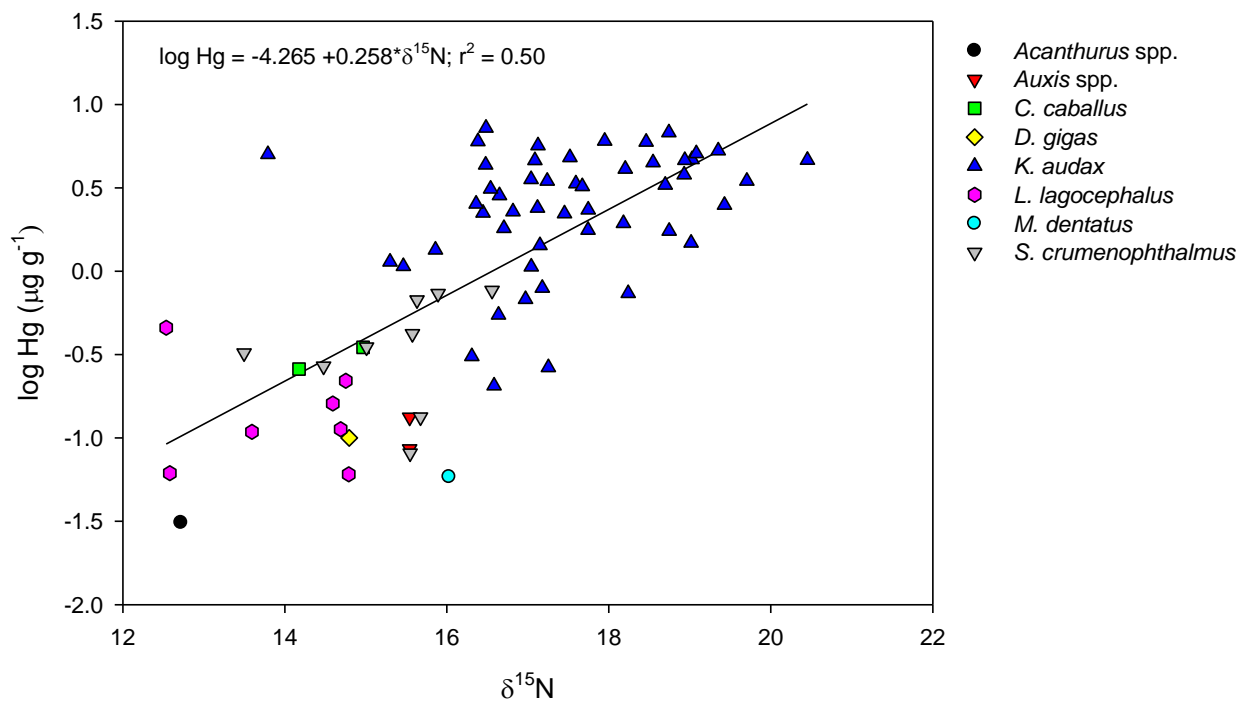


Figura 28. Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en *Kajikia audax* y sus presas en el suroeste del Golfo de California.

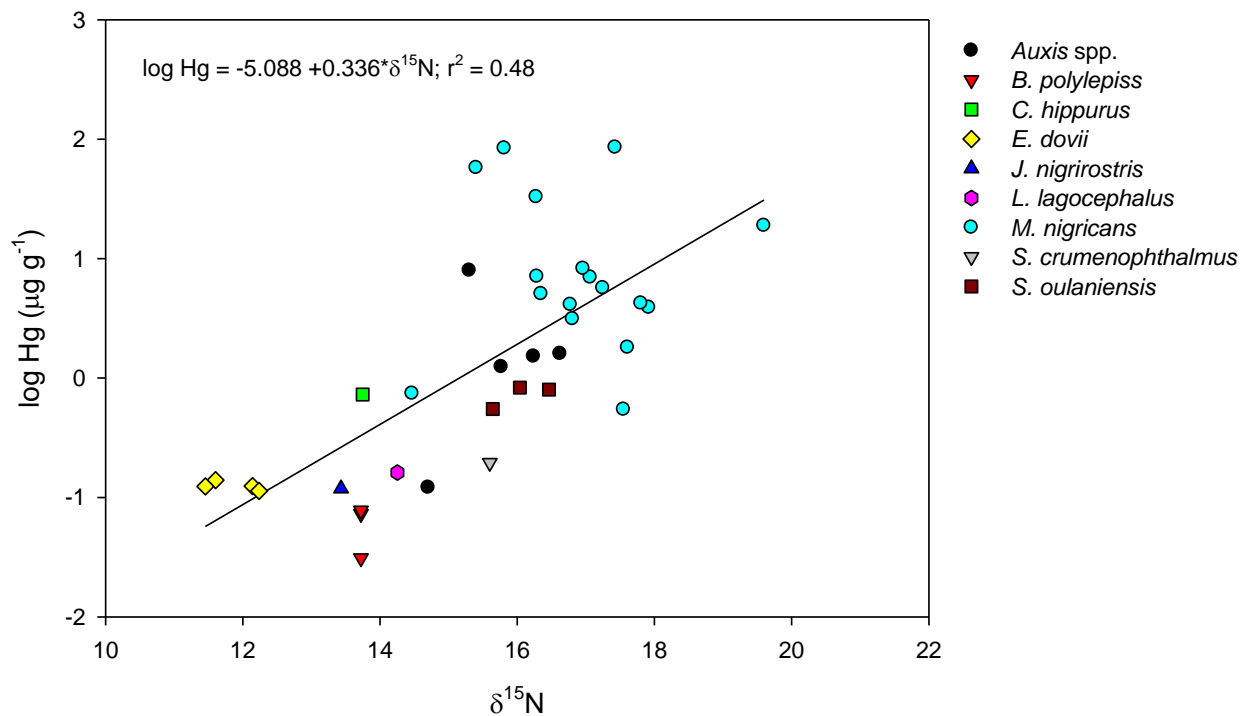


Figura 29. Relación de $\delta^{15}\text{N}$ y concentraciones de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en *Makaira nigricans* y sus presas en el suroeste del Golfo de California.

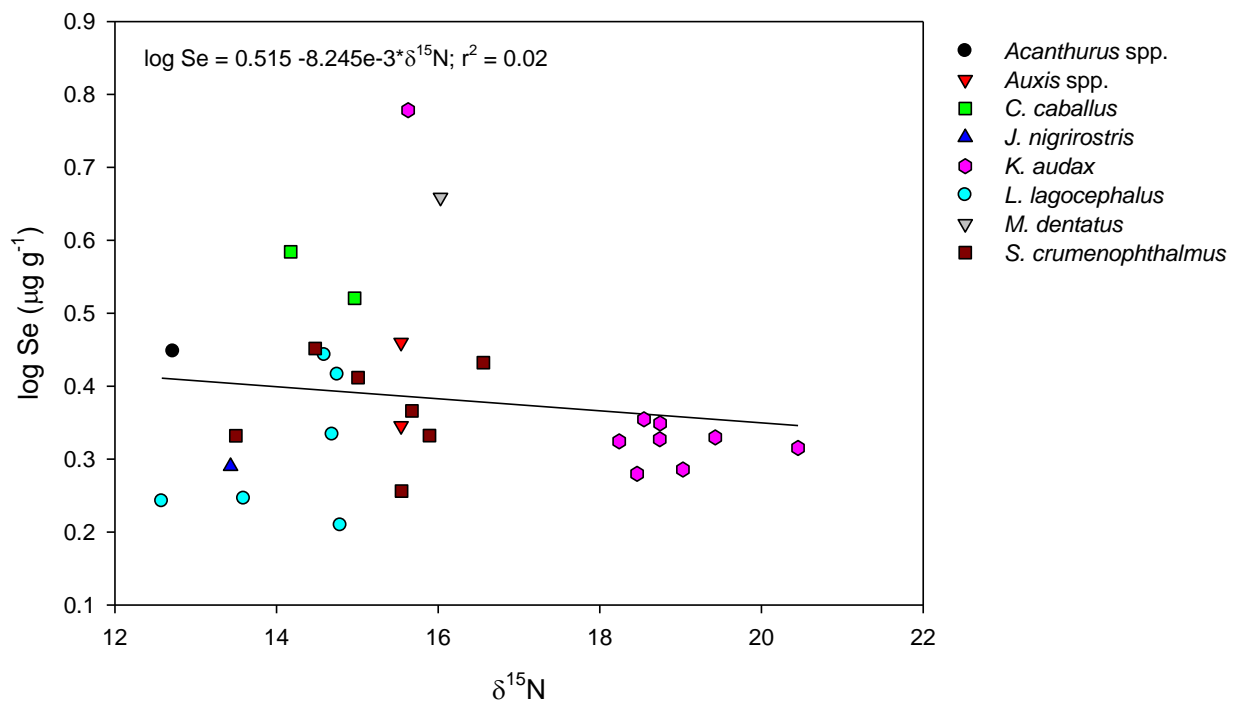


Figura 30. Relación de δ¹⁵N y concentraciones de Se (μg g⁻¹ p. s.) en *Kajikia audax* y sus presas en el suroeste del Golfo de California.

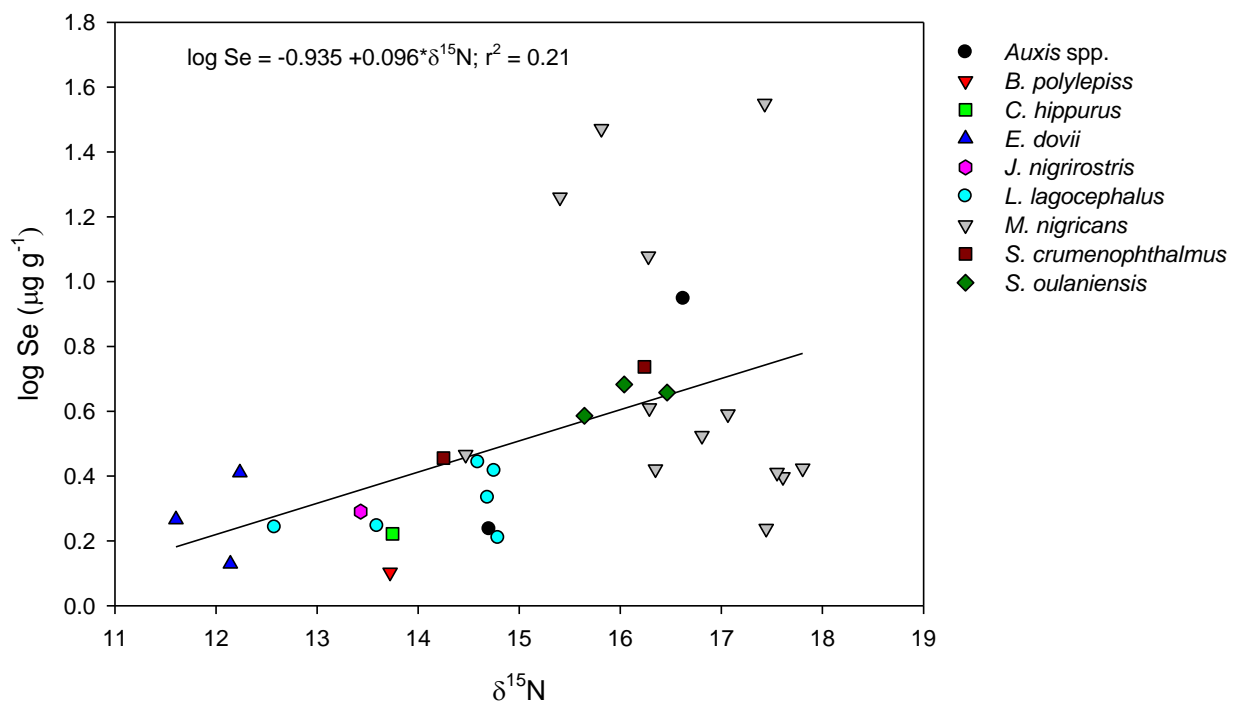


Figura 31. Relación de δ¹⁵N y concentraciones de Se (μg g⁻¹ p. s.) en *Makaira nigricans* y sus presas en el suroeste del Golfo de California.

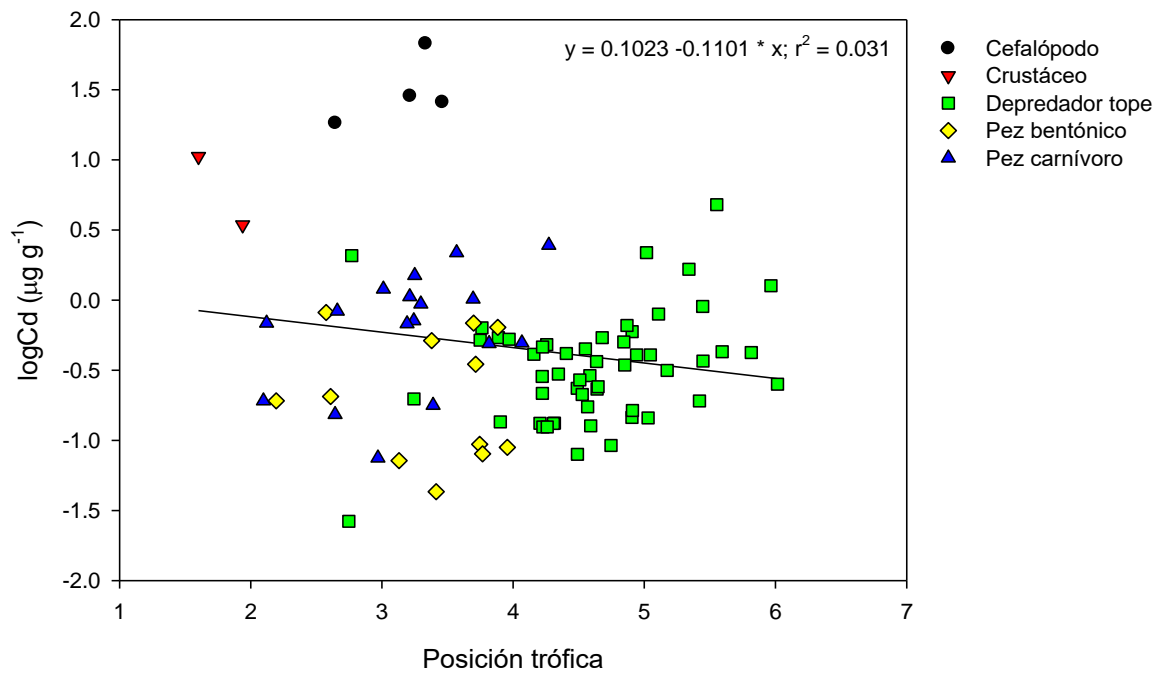


Figura 32. Relación de posición trófica y concentraciones de Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en la cadena trófica de los depredadores tope *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* en el suroeste del Golfo de California. Los organismos están agrupados en relación a sus hábitos alimenticios de la Tabla 8.

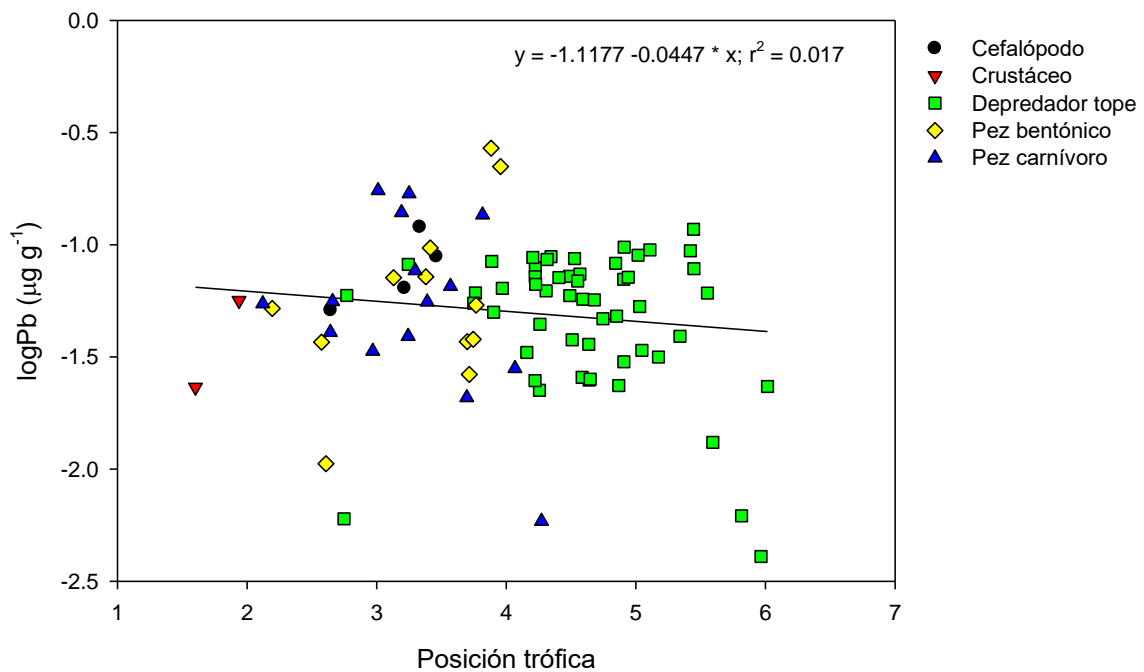


Figura 33. Relación de posición trófica y concentraciones de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en la cadena trófica de los depredadores tope *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* en el suroeste del Golfo de California. Los organismos están agrupados en relación a sus hábitos alimenticios de la Tabla 8.

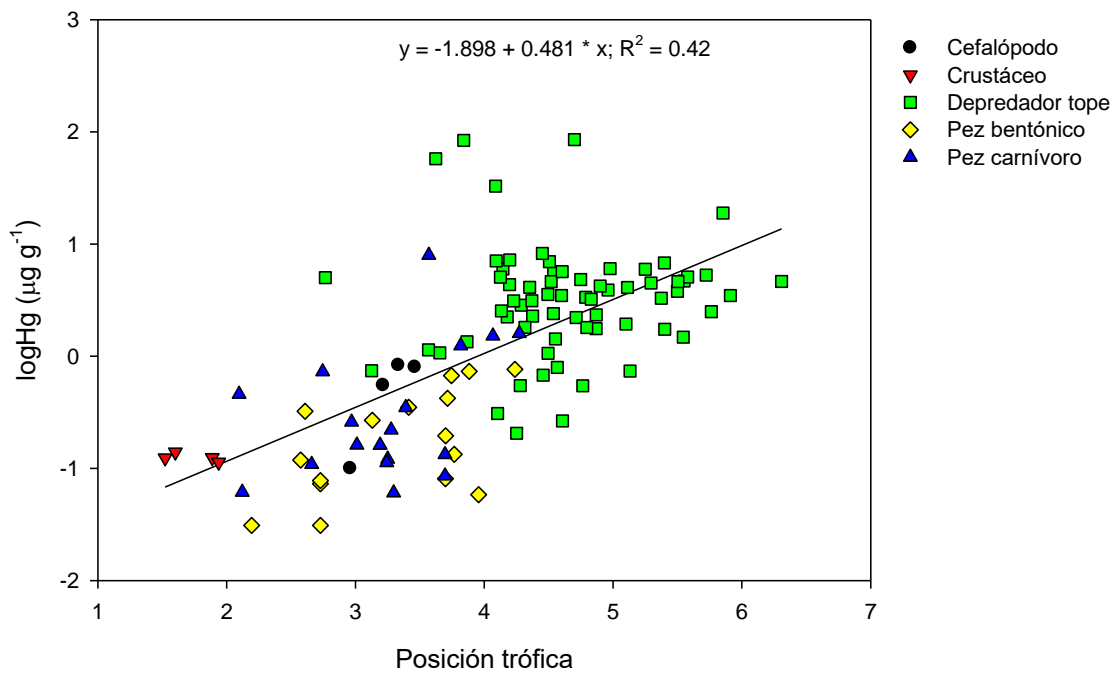


Figura 34. Relación de posición trófica y concentraciones de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en la cadena trófica de los depredadores tope *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* en el suroeste del Golfo de California. Los organismos están agrupados en relación a sus hábitos alimenticios de la Tabla 8.

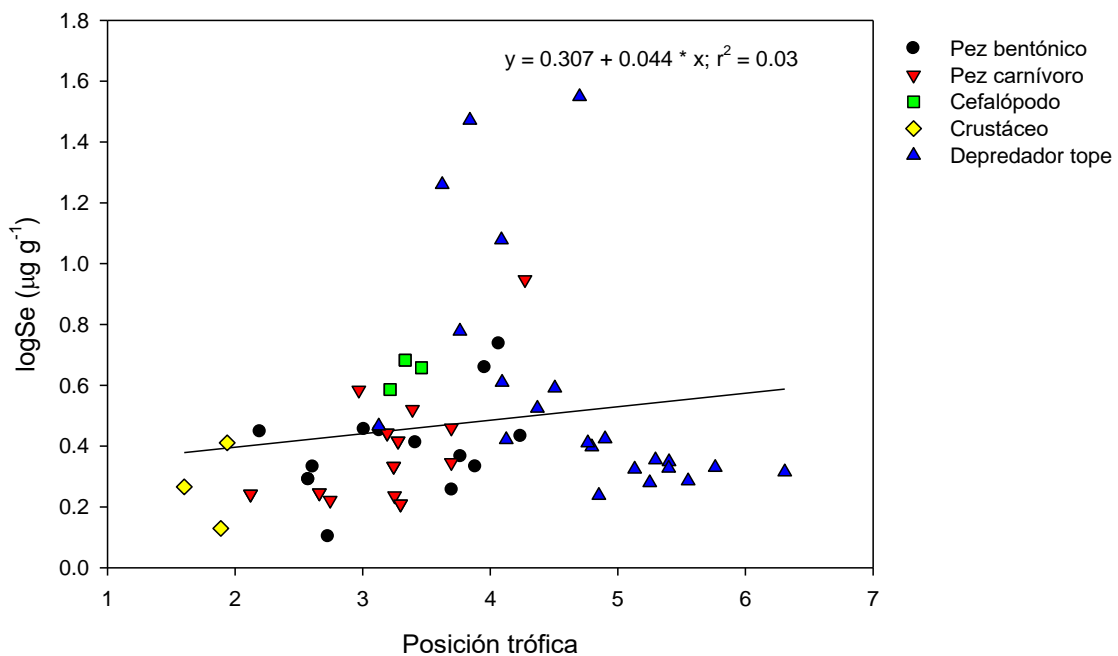


Figura 35. Relación de posición trófica y concentraciones de Se ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en la cadena trófica de los depredadores tope *Kajikia audax* y *Makaira nigricans* en el suroeste del Golfo de California. Los organismos están agrupados en relación a sus hábitos alimenticios de la Tabla 8.

10. DISCUSIÓN

Los valores isotópicos de carbono y nitrógeno fueron poco variables en sangre, músculo e hígado de marlín rayado y marlín azul. En tanto que las concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se fueron altamente variables en los tejidos de ambas especies de marlín. La acumulación de Cd, Pb, Hg y Se es discutida de acuerdo a factores biológicos (i.e., la talla corporal, sexo) y ecológicos (i.e., tipo de alimentación, nivel trófico, estructura trófica). Así mismo, fue analizada la transferencia trófica y biomagnificación de los elementos de acuerdo a lo sugerido por los isotopos estables de carbono y nitrógeno. Además, los valores encontrados de Cd, Pb, Hg y Se en los tejidos de los marlines capturados en el suroeste del Golfo de California pueden ser comparados con especies de otros océanos y con los niveles de seguridad alimentaria.

10.1. Dieta y posición trófica de marlines

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en este estudio son consistentes con resultados de fuentes de C (oceánico vs costero o bentónico vs pelágico) encontrados en redes tróficas del Pacífico Oriental (Madigan *et al.*, 2012a) y el Golfo de California (Sampson *et al.*, 2010; Torres-Rojas *et al.*, 2013). Los crustáceos pelágicos como el cangrejo nadador *Euphyllax dovvii* son oportunistas epipelágicos que se alimentan en mar abierto (Norse y Norse, 1977), y ellos presentaron los menores valores de $\delta^{13}\text{C}$ de todas las especies analizadas en este estudio (Fig. 6). Lo que identifica al cangrejo *E. dovvii* como una de las presas que se ubican en la base de la cadena trófica pelágica de los peces de marlín procedentes del suroeste del Golfo de California. Marlín rayado y marlín azul son depredadores que se ubican en la cúspide de la cadena trófica pelágica alimentándose básicamente de peces (Abítia-Cárdenas *et al.*, 1997; 1999). Sin embargo a partir de los análisis de contenido estomacal se encontró que marlín azul también depreda sobre crustáceos pelágicos como el cangrejo *E. dovvii*. En otros peces pelágicos como los atunes se ha reportado que el cangrejo *E. dovvii* también es una presa común (Alverson, 1963). A partir de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en el cangrejo pelágico *E. dovvii* (-18.9‰) se evidenció un enriquecimiento sobre los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en músculo de los marlines (-16.6‰ para marlín rayado y -16.5‰ para marlín azul).

Por su parte, los valores intermedios de $\delta^{13}\text{C}$ de las especies presa de marlín rayado y marlín azul fueron consistentes con los resultados de dieta de ambos marlines (Abítia-Cárdenas *et al.*, 1997; 1999). Se ha reportado que las especies de marlín rayado y marlín azul presentan una zonación en las áreas de alimentación, es decir, zona costera para marlín azul (Seki *et al.*, 2002) y oceánica para marlín rayado (Holsworth *et al.*, 2009). La segregación de nicho entre ambas especies de marlín ocurre porque el marlín azul es un consumidor epipelágico que depreda sobre peces escombridos (Torre-Rojas *et al.*, 2013). Mientras que presas mesopelágicas como los Ommastrephidae (particularmente *Dosidicus gigas*) son las más abundantes en la dieta de marlín rayado (Torres-Rojas *et al.*, 2013).

En contra parte a los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$, las proporciones del isótopo de $\delta^{15}\text{N}$ que se han reportado en otros estudios muestran una fuerte relación con la posición trófica, con un incremento de aproximadamente 2.0–3.5‰ por nivel trófico (Post, 2002). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en las especies de animales analizados mostraron una equivalencia con el nivel trófico (ver Fig. 24 a 31). A partir de los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los marlines y sus elementos presa fue posible visualizar como podría estar estructurada la trama trófica de marlín rayado y marlín azul. La cadena trófica de marlín rayado fue más variada en especies en comparación a la cadena trófica de marlín azul con menor número de especies presa (ver Fig. 6). Ambas especies de marlín comparten especies presa en su dieta, sin embargo, solo algunas de las presas son de importancia en la dieta (ver Tabla 2).

Los análisis de modelos de mezcla isotópicas permiten identificar cuáles son aquellas fuentes de alimento que significativamente contribuyen en la dieta de un consumidor. Los resultados de dicho análisis identificaron que el tunido *Auxis* spp., el carangido *Selar crumenophthalmus*, y el calamar *D. gigas* son las presas principales que contribuyen en la dieta de marlín rayado y marlín azul (Fig. 7). Sin embargo, al agrupar las especies presa (cefalópodos y peces), la contribución de estos grupos fue distinta. La más alta proporción fueron los cefalópodos para marlín rayado; mientras que en marlín azul la proporción más alta en su dieta fue el grupo de peces carnívoros (ver Tabla 5). Estos resultados con o sin especies combinadas muestran que peces grandes (*e.g.*, los escombridos) son los elementos presa que contribuyen principalmente en la dieta de marlín azul; en tanto que especies mesopelágicas (*e.g.*, peces menores, cefalópodos) son las presas principales en la alimentación de marlín rayado.

Por otra parte, la relación entre los valores de isótopos estables y la talla, es útil en la identificación de cambios en sus hábitos alimenticios. *Makaira nigricans* puede cambiar sus hábitos alimenticios dependiendo de su talla corporal (Shimose *et al.*, 2010): pequeños *M. nigricans* tienden alimentarse de presas pequeñas que habitan aguas más profundas que coexisten con peces grandes (Shimose *et al.*, 2006). Endo *et al.* (2015) reporta un decremento en los valores $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en relación a la talla del tiburón tigre (*Galeocerdo cuvier*) lo que sugiere un cambio de alimentación cercana a la costa a una alimentación pelágica oceánica. Sin embargo, en marlín rayado y marlín no se encontró una relación directa entre los valores isotópicos y la talla corporal (Fig. 4 y 5). Esto puede ser debido a que el tamaño de muestra no incluye la distribución de talla total ya que los ejemplares muestreados provienen de las capturas de la pesca deportiva que captura peces de una talla particular o que diferentes grupos de talla de los peces tienen similar dieta en el Golfo de California (Abítia-Cárdenas *et al.*, 1997; Abítia-Cárdenas *et al.*, 1999).

Asimismo, la información que proporcionan los isótopos estables puede estar integrada bajo distintos periodos de tiempo, y que depende de la tasa metabólica del tejido analizado (Richert *et al.*, 2015). Las tasas de recambio isotópicas en tejido muscular pueden ser de 3 a 4 meses o más (Fry, 2006), así que las señales de isótopos estables pueden reflejar el alimento asimilado en todo ese intervalo. En este estudio, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en músculo se hicieron ligeramente más negativos a partir del mes de octubre, pasando por noviembre y finalizando en diciembre, pero no fueron significativamente distintos.

Richert *et al.* (2015) señala que cuando llegan al Golfo de California a finales de la primavera el marlín azul no refleja una alimentación del Golfo de California pero sí de aguas oligotróficas del Océano Pacífico Oriental. Los autores sugieren que la asimilación de presas consumidas por los marlines durante el tiempo que pasan en aguas oceánicas les toma más de 3 meses de recambio en el músculo y las señales isotópicas en los tejidos aumentan débilmente cuando los peces arriban al Golfo y comienzan a consumir presas con altas proporciones isotópicas. Por lo que deben pasar 6 meses para que las proporciones isotópicas reflejen la presa consumida dentro del Golfo.

Por su parte, las señales de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en la sangre tienen una vida media de entre 10 y 15 días (Bearhop *et al.*, 2000), y así este tejido debe reflejar la dieta de semanas

anteriores. Los valores de isótopos estables en sangre de ambas especies de marlín no presentaron diferencias en los meses de muestreo lo que sugiere que ambos marlines se mantuvieron en una misma ubicación en la cadena trófica alimentándose de similares presas durante el tiempo que pasan en el Golfo de California.

10.2. Acumulación de oligoelementos dependiente de la fisiología

La acumulación de contaminantes químicos en organismos acuáticos depende esencialmente de dos aspectos que son las características propias del organismo y de factores ambientales. Entre los factores ambientales están la biodisponibilidad del elemento, características del medio y niveles de exposición (Burger *et al.*, 2003; Peakall y Burger, 2003). Se pueden listar distintas características biológicas de los organismos pero a las que se les ha puesto mayor atención son la talla, la edad, y el género que influyen en la acumulación de elementos en especies de vida libre (Burger *et al.*, 2007). La actividad metabólica usualmente es mayor en individuos jóvenes que en aquellos más viejos (Canli y Atli, 2003). Dado que la tasa de entrada de elementos está ligada a la tasa metabólica en los animales marinos, se puede suponer que la acumulación de elementos podría ser más alta en peces juveniles.

En este estudio, marlín rayado mostró un incremento en las concentraciones de Cd a partir de una talla de alrededor de 155 cm longitud postorbital (LPO) (Fig. 11). Marlines de más 155 cm de LPO pueden representar peces en proceso de maduración, como ha sido reportado por Eldridge y Wares (1974), quienes analizaron especímenes de marlín rayado procedentes de Buenavista (Baja California Sur), Mazatlán (Sinaloa), y San Diego (California). Así que, el incremento de Cd puede ser relacionado por una mayor actividad metabólica para alcanzar la maduración, con una entrada importante de Cd a partir de su alimento. Es probable que un efecto de dilución por crecimiento sobre las concentraciones de metales podría explicar la no relación observada en marlines juveniles con tallas corporales menores a 155 cm de LPO.

La variabilidad de las relaciones en los elementos (positiva o negativa) durante el crecimiento de los peces puede simplemente ser atribuida a su contrastada regulación del elemento en relación a las capacidades fisiológicas de cada especie en un momento dado.

Como para Hg y Se, la acumulación constante a lo largo de su vida y la ausente (o limitada) excreción de estos elementos resulta en una positiva relación con la longitud de los peces. Sin embargo la relación positiva de la talla corporal con Se solo estuvo presente en el hígado de ambos marlines, y el músculo de marlín azul, lo cual debe estar presente al igual que para Hg para que el Se tenga un efecto protector sobre el Hg. La no relación positiva de talla postorbital y concentraciones de Se en la sangre puede deberse al distinto tamaño de muestra, que fue menor para Se en comparación al Hg. Pero es probable que el Se tenga otra interacción con otros metales.

Además, en marlín azul, donde las concentraciones de Cd no fueron relacionadas con la longitud de los peces, es posible que ambos fenómenos mencionados anteriormente estén contrarrestados, y conduzcan a una estabilización de los niveles de Cd. Semejante supuesto también ha sido propuesto para Pb, es decir, las concentraciones no son relacionadas con la longitud de los peces (Kojadinovic *et al.*, 2007). Además, es probable que en los tejidos analizados (sangre, músculo e hígado) no se está acumulando el Pb, y se está almacenando en otros tejidos blanco, es decir, las partes duras (vertebras en peces óseos) en donde el Pb compite por los sitios de unión del calcio.

En varios de los casos, los niveles de elementos medidos en machos y hembras no fueron diferentes a pesar de las especificidades fisiológicas de cada género, tales como tasas de crecimiento altas en hembras de peces de pico (Kojadinovic *et al.*, 2007). Semejante similitud intra-específica puede estar influenciada por una entrada similar de elementos a partir de la dieta, es decir, machos y hembras están expuestos a similares niveles de contaminantes cuando ellos comen similares alimentos, o presas de similares tallas. Está documentado que la alta abundancia de fuentes alimenticias en el Golfo de California permite un consumo de presas similares entre machos y hembras de marlines (Torres-Rojas *et al.*, 2013). Sin embargo, la bioacumulación de contaminantes y susceptibilidad por género puede depender de varios factores, tales como cambios en la tasa metabólica, estado hormonal, estado reproductivo y variaciones en la talla (Burger *et al.*, 2007). Por ejemplo, concentraciones de Hg en músculo blanco de pez espada (*X. gladius*) capturado en las Azores oscilaron de 0.06 a 4.91 µg/g. Dichas concentraciones fueron relacionadas con la talla, peso edad y sexo, y diferencias significativas basadas al sexo fueron encontradas. La tasa de acumulación de Hg en machos fue significativamente mayor

que en hembras, y en peces de una talla media-grande, las concentraciones de Hg fueron mayores en los machos (Monteiro y Lopes, 1990).

Por otra parte, niveles de elementos en órganos y tejidos por género pueden ser asociados a efectos por parte de procesos fisiológicos implicados en el ciclo reproductivo. Por ejemplo, en pez vela *Istiphorus platypterus* capturado en el Pacífico Oriental se reportan concentraciones de Hg menores en gónadas que en hígado y riñón durante el periodo de la reproducción (Bergés-Tiznado *et al.*, 2015). La acumulación de Hg en la gónadas ocurre como resultado del transporte de nutrientes durante el ciclo reproductivo, y este es acumulado rápidamente durante la maduración y es consumido total o parcialmente tras el desove (Jankovská *et al.*, 2014). Por lo que puede ser asociada una acumulación diferencial entre sexos donde los machos pueden registrar una mayor acumulación de elementos que las hembras debido a que en estas últimas se presenta una detoxificación vía transferencia a gónadas y eliminación una vez completado el desove.

10.3. Distribución de oligoelementos entre tejidos

Los patrones de acumulación difieren significativamente entre oligoelementos, pero particulares conclusiones pueden ser dirigidas entre tejidos u órganos de peces marinos. El cerebro parece ser preferentemente protegido contra la acumulación de metales tóxicos, probablemente debido a la barrera hematoencefalica. En contraste, el hígado y riñón actúan como órganos recolectores y limpiadores, en los cuales usualmente se acumulan las más altas concentraciones de elementos (Wood, 2012). Enseguida están el estómago y las branquias, mientras que en el músculo blanco la acumulación de elementos suele ser mucho menor, por lo que este último tejido es de importancia ya que es la parte comestible utilizada por el humano. Sin embargo, dado que el hígado y riñón normalmente constituyen menos del 5% del pez en su totalidad, la más alta concentración absoluta puede estar en el músculo blanco. Además, esto puede verse exacerbado por la práctica común en la que el músculo blanco se agrupa junto con la piel, las escamas y los huesos, y en estos últimos tejidos suelen acumularse concentraciones altas.

Por otra parte, la ruta así como el tiempo de exposición a contaminantes pueden alterar los patrones de acumulación específicos entre los tejidos. Esto puede ser en parte

debido a las diferentes tasas de distribución tisular por parte de la sangre entre los órganos (Storelli *et al.*, 2005; Kojadinovic *et al.*, 2007). Durante una exposición crónica y la presencia de depuración, hay a menudo un progresivo tiempo para que los niveles de químicos se estabilicen o disminuyan en muchos órganos mientras se incrementan en el hígado, riñón, y/o esqueleto. En ensayos de laboratorio, los niveles tienden a ser altos en las branquias de peces, como un porcentaje de la concentración corporal, debido a una exposición de disolución en el agua, mientras que los niveles en el estómago tienden a ser mayores por exposición alimentaria (Wood, 2011).

En este estudio, las concentraciones de Cd, Pb, Hg y Se fueron variables en músculo, hígado y sangre de ambas especies de marlín. El metabolismo, como una regla general, es mayor en hígado que en músculo, lo que puede explicar el mayor contenido de Cd y Hg en el hígado con respecto al músculo y sangre. Además, el contenido mayor de Cd y Hg en el hígado de los peces podría estar relacionado con los procesos de depuración presentes en este tejido (Nuñez-Nogueira y Rainbow, 2005). Una de las estrategias más comunes de desintoxicación observada en el hígado de vertebrados marinos es la unión de metales a metalotioneínas (MTs) (Nunez-Nogueira, 2002). Las MTs proporcionan protección contra los efectos tóxicos de ciertos metales, el Cd en particular, por el secuestro y reducción de la presencia de iones libres y actuando como un restaurador funcional de estructuras dañadas por una inapropiada unión con el metal (Kojadinovic *et al.*, 2007).

Por su parte, a diferencia del Cd y Hg con niveles mayores en el hígado, el Pb presentó un órganotropismo en marlín rayado y marlín azul en donde los niveles más altos estuvieron presentes en la sangre. Sin embargo, los resultados en sangre son difíciles de comparar con otros valores dado que las concentraciones sanguíneas son raramente investigadas en peces. Muchos de los estudios en peces incluyen al hígado y músculo con valores de Pb más altos en el primero que en el segundo tejido (Storelli *et al.*, 2005). Las concentraciones de Se fueron altas en el hígado seguido del músculo y la sangre de las dos especies de marlín (ver Tabla 6). Semejante organotropismo puede deberse a que el Se está actuando para regular el contenido de Hg. La capacidad del Se para moderar la toxicidad del Hg fue demostrada por vez primera en ratones por Pařzek y Ořtádalová en 1967. Desde entonces, el efecto de mitigación del Se ha sido demostrada en una amplia variedad de especies animales (Yang *et al.*, 2008; Peterson *et al.*, 2009).

En general, los niveles de Cd y Pb en sangre sugieren que ambos elementos están en mayor biodisponibilidad en las presas que consumen en la región del Golfo de California. En contraparte, el Hg y Se representa un acumulado de mayor tiempo, sugiriendo que estos no son acumulados en mayor cantidad a partir de las fuentes que existen en la región del Golfo. El contenido mayor de Hg en marlín azul después de marlín rayado ha sido reportado en otras especies de peces de pico como el pez vela *Istiophorus platypterus* capturado en el sureste del Golfo de California (Bergés-Tiznado *et al.*, 2015).

10.4. Niveles de oligoelementos en marlines del suroeste del Golfo de California

Los peces de marlín azul y marlín rayado que arriban al Golfo de California en verano llagan con una carga de elementos que representa lo que han consumido fuera y el nivel de elemento que ha acumulado en otro sitio, y cuando dejan el Golfo de California en invierno deben registrar un nivel de elementos distinto a partir de lo que han consumido en la zona de captura. Comparando las concentraciones de elementos por mes de captura, el Cd y Hg disminuyeron de octubre a noviembre y diciembre, con excepción del contenido de Hg en músculo de marlín rayado en cuyo caso aumento en el mes de diciembre pero la diferencia no fue estadísticamente significativa (ver Tabla 7). El Pb mostró una acumulación invariable entre los meses de comparación, lo que sugiere una entrada de Pb homogénea en los marlines. Por su parte, el contenido promedio de Se mostró un patrón de acumulación variable en los tejidos de cada mes de muestreo en ambas especies de marlín. Aunque los estadísticos indicaron que no hay diferencias significativas de Se en los meses de muestreo, el Se en sangre no cambio, en hígado disminuyó, y en músculo aumentó, entre meses. La variación en la acumulación de elementos puede estar ligado a una entrada distinta de elementos a partir de su dieta.

Principalmente, la acumulación de oligoelementos en peces depredadores está determinada por tres factores principales que son la dieta, fisiología (cual afecta la tasa de acumulación en los tejidos), y disponibilidad del elemento que puede estar influenciada por parámetros ambientales, como la especiación del metal, mineralogía, pH, potencial redox, temperatura, y contenido de materia orgánica total (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014). Las diferencias de elementos encontradas en este estudio en marlín rayado y marlín azul pueden

ser explicadas en términos de su presencia y/o biodisponibilidad en sus fuentes alimenticias, ya que la dieta es una ruta principal de entrada de oligoelementos, pero sobre todo de todos estos factores.

Contenidos estomacales muestran una diversidad baja de especies presa en marlín azul, con peces grandes como presas importantes (e.g., *Auxis* spp., 52%; *Coryphaena hippurus*, 11%), y en una menor proporción, de cefalópodos (*Sthenoteuthis oulaniensis*, 6.3%), lo que sugiere que semejantes especies particularmente de niveles tróficos inmediatos a los marlines son una fuente de entrada importante de estos elementos. Precisamente, los peces carnívoros son los que presentaron importantes niveles de Hg por lo que se puede asumir que estas presas son la ruta de entrada principal de Hg a marlín azul. En relación a la dieta, las concentraciones de elementos en marlín rayado fueron atribuidas a su amplio espectro trófico consistiendo de presas mesopelágicas tales como los peces de alimentación bentónica (e.g., *Selar crumenophthalmus*, 43%; *Lagocephalus lagocephalus*, 12%), y calamares (e.g., *Argonauta* spp., 14%; *Dosidicus gigas*, 13%). Se sabe que el Cd es acumulado altamente en los moluscos, particularmente en cefalópodos, vía red trófica marina (Bustamente et al. 1998). En este estudio, los cefalópodos registraron niveles de Cd altos (18.31 – 67.44 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en comparación a otras especies de presas (ver Tabla 8), y debido a que en la dieta de *K. audax* se incluye un consumo importante de cefalópodos (36%) en comparación a marlín azul (28%) esto puede explicar la acumulación mayor de Cd en marlín rayado (ver Tabla 5).

Se ha reportado que las concentraciones de Se son significativamente altas en el hepatopáncreas y músculo de invertebrados, incluyendo crustáceos y cefalópodos (Watanabe et al., 2002). En algunos estudios, se ha reportado que el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) acumula altas concentraciones de Se, y estos atunes incluyen en su dieta un significativo porcentaje de calamares y crustáceos (Ordiano-Flores et al., 2012). En este estudio, las concentraciones de Se estuvieron presentes en especies de peces carnívoros, peces bentónicos y calamares (Tabla 8), así que estos elementos presa representan una importante fuente de Se en los consumidores. Cabe mencionar que las concentraciones promedio de Se en los calamares y peces carnívoros presa fueron cerca de 0.96 veces mayor que en marlín rayado. Sin embargo, el marlín rayado y los peces presa de

alimentación bentónica presentaron concentraciones de Se similares. Semejantes observaciones sugieren que la asimilación y acumulación de Se en los tejidos de los peces de pico está influenciada por diferentes procesos en adición a la alimentación.

Por otra parte, una de las interrogantes importantes sobre la acumulación de oligoelementos no esenciales es saber la procedencia o de dónde adquieren tales elementos los organismos. Sin embargo esto puede ser aplicado para organismos sedentarios, ya que para los marlines es difícil hacer conjeturas locales ya que estos organismos son altamente móviles y pueden asimilar oligoelementos de otros sitios a lo largo de sus rutas migratorias. Aunque no es precisamente un aspecto del estudio, es importante mencionar cuales podrían ser fuentes potenciales de Cd, Pb, Hg y Se para los organismos que habitan en el Golfo de California. Por ejemplo, en la región centro del oeste del Golfo de California, existen depósitos mineros de la península de Baja California, como el de la formación localizada en Santa Rosalía, que pueden ser una fuente importante de Hg y otros elementos. Las operaciones de minería y fundición de cobre fueron intensas durante el periodo de 1885–1985 y los sedimentos marinos cercanos a la localidad de Santa Rosalía fueron contaminados por las descargas a través de las escorrentías (Kot *et al.*, 2009).

Otra fuente potencial relevante en el Golfo de California, vienen a ser los campos hidrotermales, entre los cuales sobresale el campo de la depresión sur de la cuenca de Guaymas; en este, se han observado niveles altos de metales y metaloides asociados a la actividad hidrotermal y por la descarga directa de sedimentos (Von Damm *et al.*, 1985). La biota asociada a estos sistemas hidrotermales como el gusano tubícola gigante *Riftia pachyptila*, el bivalvo *Nuculana grasslei*, el crustáceo *Munidopsis alvisca*, y varias especies de esponjas, registran importantes niveles de Hg y As (Demina *et al.*, 2009). Semejantes sistemas yacen o tienen su origen en la actividad tectónica que hay en la Dorsal del Pacífico Oriental, con la presencia de actividad hidrotermal en la Cuenca de Alarcón y zonas adyacentes a Los Cabos (Pantoja-Alor y Gómez-Caballero, 2004), lo que representa una significativa fuente de Hg, y otros elementos en esta parte sur del golfo.

Por otra parte, la presencia y/o disponibilidad de elementos en los ecosistemas y costas marinas pueden ser afectada por la hidrodinámica local y procesos oceanográficos que se presentan en el Golfo de California, pero el más evidente, parece ser, la influencia de las surgencias que se presentan en numerosas secciones del golfo; y que se sabe enriquecen

a las aguas superficiales con Cd, Se y Hg (Páez-Osuna et al., 2017). En adición, la influencia de factores locales como los frentes en la parte suroeste del Golfo de California, cambios en la disponibilidad de presas, y entradas terrestres de sedimentos a las costas marinas pueden también contribuir en la disponibilidad de elementos a ser bioacumulados por los organismos (Ceyca et al., 2016).

La presencia de surgencias tiene un carácter estacional, el cual es influenciado por la presencia de los vientos, cuya presencia en invierno es en el margen oriental y en verano en la parte occidental del Golfo de California. Se ha sugerido que la biodisponibilidad de Cd en el golfo puede estar condicionada por los eventos de surgencia durante la estación de verano en las costas orientales de la península de Baja California (Osuna-Martínez et al., 2011). En la parte suroeste del golfo, precisamente frente a la región de Los Cabos existe un proceso oceanográfico de frentes oceánicos que puede enriquecer al igual que las surgencias las concentraciones de varios elementos en las aguas superficiales de la zona. Esto sugiere que una variabilidad estacional en la acumulación de elementos por los organismos puede estar relacionada a cambios en las condiciones oceanográficas, específicamente cuando está presente una surgencia y que puede ocurrir de manera más intensa en algún momento (Ceyca et al., 2016).

Estudios recientes, utilizando instrumentos de alta precisión han reportado niveles y fuentes de Pb a través de las proporciones isotópicas de $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ y $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ en muestras ambientales y biológicas (Soto-Jiménez et al., 2006, 2008; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2010). En estos estudios se ha reportado que el Pb en los aerosoles atmosféricos de áreas rurales o subdesarrolladas muestra proporciones isotópicas de 1.181 a 1.184 y 2.441 a 2.447, para $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ y $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, respectivamente. Semejantes proporciones son comparables a suelos del lecho de la roca madre de la Sierra Madre Occidental (1.188 ± 0.005 , 2.455 ± 0.008), sugiriendo esto que los aerosoles de Pb provienen principalmente de fuentes naturales. La composición isotópica de aerosoles urbanos y polvo ciudadano varía de 1.194 a 1.198 y de 2.459 a 2.468, respectivamente, y son muy similares a la composición promedio del Pb de las minas mexicanas (1.201 ± 0.006 y 2.475 ± 0.005) utilizado en el tetraetilo de Pb añadido a las gasolinas con Pb, indicando que el Pb de áreas urbanas en el Golfo de California es atribuible principalmente a la deposición atmosférica de la quema de gasolina con Pb de décadas pasadas (Páez-Osuna et al., 2017).

10.5. Transferencia trófica y biomagnificación de oligoelementos

Un elemento al ser transferido puede ser incrementado o disminuido en la interacción trófica entre consumidor/presa. Una manera de evaluar la transferencia trófica es calculando el factor de transferencia (FT). EL FT relaciona las concentraciones de un elemento en el depredador (consumidor) sobre aquellas que hay en su fuente de alimento (presa) (Kehrig *et al.*, 2013). Un $FT > 1$ indica que hay una transferencia positiva. En este estudio, los valores de FT para Hg y Se en todas las interacciones tróficas fueron mayores a la unidad, lo que demuestra que Hg y Se son transferidos positivamente, y en un mayor grado él Hg sobre Se, tal como se ha registrado en otros estudios (Kehrig *et al.*, 2013).

Previos estudios (Amiard *et al.*, 1980; Szefer, 1991), han reportado que Cd y Pb no son biomagnificados. Pero otros estudios (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014) han encontrado que los FTs de Pb en el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) fueron > 1 ; y en el caso de Cd, los FTs fueron < 1 a partir de su fuente alimenticia. En el caso de marlín rayado y marlín azul analizados en este estudio, los valores de FTs para Cd no evidenciaron una transferencia positiva a partir de sus presas; mientras que el Pb mostró valores de FTs > 1 en algunas de las interacciones tróficas. En este último caso se podría hablar de la presencia de una biodilución o biomagnificación interrumpida. Por ejemplo, cuando es simulada una cadena trófica de manera experimental constituida de cuatro niveles (fitoplancton *Tetraselmis suecica*, artemia salina *Artemia franciscana*, camarón blanco *Litopenaeus vannamei*, pez *Haemulon scudderii*), se observó que el Pb se incrementa en el fitoplancton con respecto al medio en solución pero disminuye en los sucesivas transferencias tróficas (Soto-Jiménez *et al.*, 2011).

En condiciones experimentales la construcción de una cadena trófica suele ser relativamente sencilla a partir de estudios de alimentación. Sin embargo, en la naturaleza no es tan sencillo ya que existe una interrelación entre distintas especies que suelen tener distintos hábitos alimenticios y posiciones en la trama trófica y que puede depender de la talla, la edad, conducta y estado biológico de los organismos. En tal caso se han implementado herramientas bioquímicas como lo son la utilización de isótopos estables (Madigan *et al.*, 2012a). En particular, el $\delta^{15}\text{N}$ es considerado un indicador del nivel trófico

de un animal, y esto es soportado por varios estudios que han demostrado el incremento de $\delta^{15}\text{N}$ a lo largo de la cadena trófica (Pethybridge *et al.*, 2012). Además estudios recientes han encontrado relaciones entre las concentraciones de oligoelementos y la posición trófica de los organismos demostrando que existe una biomagnificación a través de las tramas tróficas. Entre los elementos analizados en relación con el $\delta^{15}\text{N}$ en este estudio, el Hg y Se fueron los elementos que presentaron una correlación positiva con $\delta^{15}\text{N}$, siendo altamente significativa para Hg (Fig. 28 y 29). Semejantes resultados demuestran que el Hg y Se son acumulados a lo largo de la cadena trófica de marlín rayado y marlín azul.

Desde un punto de vista ecológico, Gray (2002) distingue el término “bioacumulación” y biomagnificación” a través de una revisión de biomagnificación en sistemas marinos. La bioacumulación es definida cuando un elemento se encuentra en una mayor concentración en un organismo que aquella que hay en su ambiente y alimento, y el término biomagnificación es aplicado para una progresiva bioacumulación a lo largo de la cadena trófica (Gray, 2002). En este aspecto, el Hg y Se son elementos que muestran biomagnificación en el presente estudio. Los otros elementos tóxicos, Cd y Pb, estuvieron presentes en mayores concentraciones en algunas de las muestras de elementos presa, es decir Cd en los calamares y Pb en los peces de alimentación bentónica (ver Tabla 8), pero estas no presentaron alguna relación positiva con $\delta^{15}\text{N}$ (ver Fig. 24 a 27). Lo que sugiere, de acuerdo a Gray (2002), que el Cd y Pb son elementos que se bioacumulan, pero que no muestran una biomagnificación en la trama trófica. La no biomagnificación de ambos elementos puede ser reflejo de la depuración (acumulación de Pb en tejidos duros) o procesos de desintoxicación (secuestro de Cd en el hígado). Sin embargo, diferencias en la matriz muestreada (e.g., organismo completo versus músculo) hacen difícil la interpretación.

En una red trófica de la costa norte de Río de Janeiro, Brasil, las concentraciones de Hg en el tejido de los organismos marinos mostraron una relación positiva con respecto a su ubicación trófica (determinada por ^{15}N) (Kehrig *et al.*, 2013). Sin embargo, para otros elementos metaloides como el Se, a pesar de mostrar una magnificación positiva dentro de la trama trófica, se presentan mayores concentraciones en la dieta primaria de cetáceos, es decir, en comparación a sus presas que son peces voraces y cefalópodos (Kehrig *et al.*,

2013). En este estudio, la relación de Se con el $\delta^{15}\text{N}$ no fue del todo evidente en la cadena trófica de ambas especies de marlín. Jones et al. (2014) no encontraron una relación entre Se y $\delta^{15}\text{N}$ en peces lenguados como depredadores tope. Probablemente, la asimilación y acumulación de Se en los depredadores tope está influenciada por otros procesos en adición a la alimentación debido a la baja biotransferencia y escasa biomagnificación de este elemento a partir de las presas al consumidor encontrada en este estudio.

Mientras una exposición alta de Se o Hg puede individualmente cada uno inducir toxicidad, la co-ocurrencia de concentraciones moderadamente altas no produce efectos aditivos pero, si, efectos antagónicos (Peterson *et al.*, 2009). Whanger (1985) cita estudios que muestran que el Se disminuye la toxicidad de Hg orgánico e inorgánico en animales modelo y que una proporción molar 1:1 de Se y Hg juega un papel importante. El mayor beneficio molar de Se ha sido registrado en organismos de niveles tróficos inferiores (Chen *et al.*, 2001; Belzile *et al.*, 2006), pero este beneficio molar tiende a disminuir en organismos que ocupan niveles superiores en la red trófica (Kehrig *et al.*, 2009; Kehrig *et al.*, 2013; Jones et al., 2014). Semejante relación fue también evidenciada en el presente estudio (Fig. 36), con una disminución en el beneficio molar de Se con el incremento del nivel trófico como resultado de la biomagnificación de Hg a través de la cadena trófica, cuando las concentraciones de Se mostraron una no biomagnificación o reducción con el incremento de $\delta^{15}\text{N}$.

El cálculo del factor de magnificación en la trama trófica (FMTT), proporciona un solo valor para toda la cadena trófica pelágica de marlín rayado y marlín azul, e indica la fuerza de biomagnificación, considerando los diferentes factores de enriquecimiento trófico y una corrección en la línea de base (Lavoie *et al.*, 2010). Los FMTT para Cd y Pb en este estudio pueden ser considerados como los primeros valores medidos sobre la magnitud de biomagnificación de estos dos elementos tóxicos en una cadena trófica pelágica en el sureste del Golfo de California. Ambos FMTT de Cd y Pb evidencian que ambos elementos se acumulan pero no son incrementados a lo largo de la cadena trófica (Fig. 32 y 33), lo que probablemente indica un tipo de regulación o interrupción de estos elementos en algunas de las interacciones tróficas (depredador/presa) como fue evidenciado por los factores de transferencia (< 1).

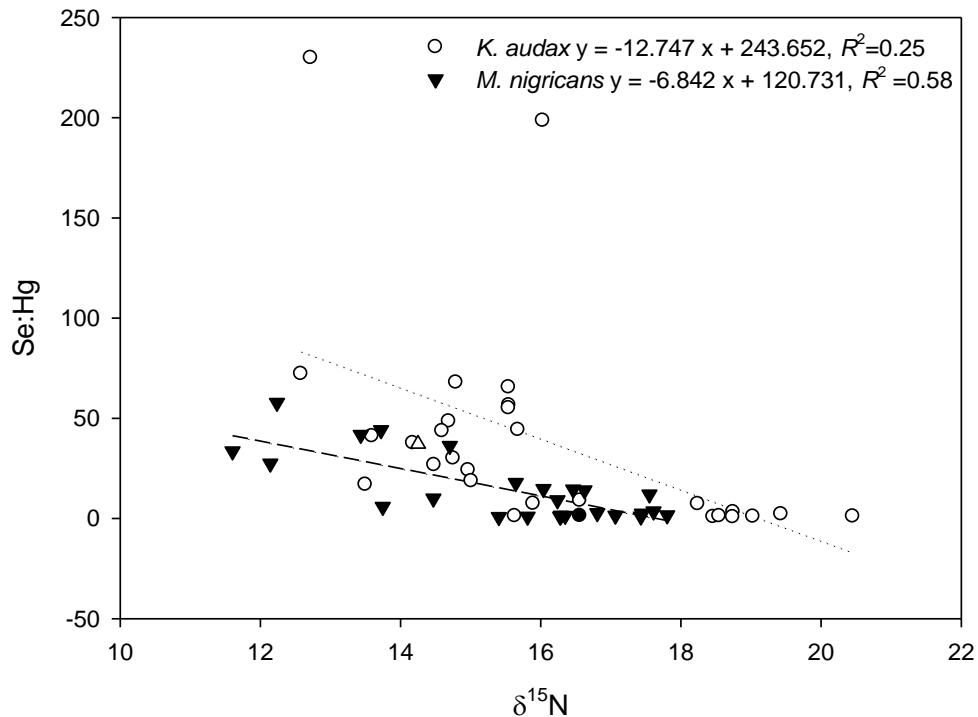


Figura 36. Relación entre $\delta^{15}\text{N}$ (‰) y proporción molar de Se:Hg en la cadena trófica de *Kajikia audax* y *Makaira nigricans*.

Por su parte, el valor de FMTT (3.5) para Hg es menor que aquellos encontrados para una trama trófica tropical en Brasil (5.4), una red trófica del Ártico (4.9) y una red trófica del Golfo de St. Lawrence (3.8) (Kehrig *et al.*, 2013; Jaeger *et al.*, 2009; Lavoie *et al.*, 2010). Los menores FMTT presentes en una red trófica templada en la región sureste del Golfo de California puede ser relacionada a una menor biodiversidad que influye en la compartición de nichos tróficos. En el caso de Se, el FMTT (1.1) fue menor que aquellos reportados para cetáceos como depredadores tope en una red trófica de Brasil (FMTT = 2.4), pero mayor que el reportado en una red trófica bentónica donde los depredadores tope fueron peces lenguado (FMTT = -0.3–0.1) (Kehrig *et al.* 2009; Jones *et al.*, 2014). Las diferencias en los FMTT pueden ser debido a las posiciones tróficas de los organismos en cuestión y/o estructura trófica de cada comunidad, haciendo difícil la comparación de las rutas tróficas de acumulación de elementos.

10.6. Comparación con normas y otros océanos

Algunas regiones geográficas son potencialmente más amenazadas (e.g., el Mediterráneo) que otras por la contaminación. Niveles de algunos xenobioticos y metales pesados son mucho mayores en el Mar Mediterráneo que en otros mares y océanos (Fossi *et al.*, 2003). En esas aguas los depredadores tope (grandes peces pelágicos y mamíferos marinos) presentan alteraciones en el desarrollo y la reproducción asociados con altas concentraciones de hidrocarburos aromáticos polihalogenados y metales no esenciales (Fossi *et al.*, 2002). Por ejemplo, una alta inducción de proteínas femeninas típicas, proteína de la zona radiada (PZR) y vitelogenina (Vtg), fueron detectadas en varios peces machos del pez espada (*Xiphias gladius*) del mar Mediterráneo. Los datos muestran valores de PZR y Vtg en promedio altos en machos, o presentes en el mismo rango que aquellos de hembras reproductivas, lo que sugiere que esta especie está siendo expuesta a xenoestrogenos en el Mediterráneo (Fossi *et al.*, 2001, 2002). Estos datos, y los publicados por De Metrio *et al.* (2003) muestran un alto % de intersexo en el pez espada del Mediterráneo, lo que advierte de alteraciones reproductivas potenciales en esta especie de pez pelágico mayor.

A pesar de los estudios de contaminación en el ambiente y sus efectos sobre la biota, pocas normas han sido establecidas para proteger a los peces por los daños que ocasionan los elementos no esenciales en los peces. Aunque ellos carecen de uniformidad, los valores regulatorios están, sin embargo, disponibles para consumidores de pescado, incluida la fauna silvestre y el humano. Las autoridades de salud en México tienen normas de Cd, Hg y Pb en las partes comestibles (músculo) de pescado y otros productos del mar (Secretaría de Salud, 2009). Umbrales legales son inexistentes para elementos esenciales (i.e., Se) en México.

10.6.1. Mercurio

El mercurio (Hg) es uno de los metales tóxicos más investigados en los peces teleósteos marinos. Se ha reportado concentraciones de Hg inorgánico letal al 50 % en especies de peces en un periodo de 96 h de exposición que van de 0.036 a 0.098 mg/L (U.S.

Environmental Protection Agency, 1980). A concentraciones subletales menores de Hg, se reportan efectos en la disminución de eventos de fertilización de huevos (Khan y Weis, 1993), alteración en la química sanguínea (Dawson, 1982), disminución de la respiración (Armstrong, 1979), y afectación en la capacidad para evitar depredadores o para localizar, capturar, y consumir presas (Weis and Weis, 1995a, b). Efectos de exposición alimentaria con Hg en teleósteos está asociada en alteración sobre la coordinación, disminución de apetito, inhibición en la actividad de nado, inanición, y en algunos casos la muerte (Eisler, 2006).

Uno de los casos ampliamente documentados de intoxicación por Hg ocurrió en la Bahía de Minamata, al suroeste de Kyushu, Japón, en los 1950s, especialmente en los pescadores y sus familias (Tsubaki and Irukayama, 1977). Muertes y defectos congénitos de nacimiento en humanos fueron atribuidos a una prolongada ingesta de peces marinos y mariscos altamente contaminados con compuestos de mercurio. Un anormal contenido de más de 30.0 mg/kg en peso húmedo fue medio en los tejidos comestibles de peces procedentes de la Bahía. La fuente de Hg fue la descarga de residuos de una planta de acetaldehído que utilizó Hg inorgánico como un catalizador entre 1932 y 1968. Un severo desorden neurológico fue reconocido a finales de 1953 y alcanzó proporciones de epidemia en 1956. Las concentraciones de Hg en peces, mariscos y otros organismos consumidos por los japoneses disminuyeron con el incremento de la distancia a partir del punto de afluencia. Tras una intensa remediación que implicó el degrado de sedimentos contaminados y degradación bacteriana, la pesca fue reanuda en la bahía en los 1990s.

Muchas mediciones han sido hechas en lo que se refiere a los niveles de Hg en distintas especies de peces teleósteos. Esto ha sido debido a que el Hg tiende a concentrarse en el músculo de los peces, donde los más viejos contienen más Hg por unidad en peso que los juveniles (Eisler, 2010). Mucho del Hg en el músculo de los peces está en la forma orgánica, primordialmente metilmercurio (metil-Hg) (Bloom, 1992). El metil-Hg como la forma de Hg dominante en el músculo de los peces es atribuido a la habilidad de los peces para asimilar menos eficientemente el Hg inorgánico que el metil-Hg presente en el medio y en su dieta, y eliminar más rápidamente el Hg inorgánico que el metil-Hg (Trudel y Rasmussen, 1997). Las concentraciones máximas de Hg total en el músculo de los peces usualmente no exceden los 2.0 mg Hg/kg peso húmedo (Eisler, 2010); sin embargo, formas

de Hg con muy baja toxicidad pueden ser transformadas en formas de muy alta toxicidad, como el metil-Hg, a través de biológicos y otros procesos.

En este estudio, los niveles de Hg en músculo de peces marlín de mayor talla, y otros peces carnívoros fueron mayores que aquellos de peces de menor talla y especies presa de niveles tróficos inferiores que pueden presentar cadenas tróficas cortas, lo que indica asociaciones entre la conducta de depredación, crecimiento, y acumulación de mercurio. De las especies presa analizadas en el sureste del Golfo de California, la mayoría de las muestras de músculo presentaron concentraciones de Hg menores a $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo. Mientras que, el 25 de especímenes de marlín rayado y 45% de marlín azul contenían concentraciones de Hg mayores a $1 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo, un nivel de acción para depredadores tope adoptado por las autoridades de salud en México y estándares de la Administración de medicamentos y alimentos de EE.UU. (FDA por sus siglas en inglés) y la Organización mundial de Salud (Secretaría de Salud 2009; FAO/WHO, 1972).

En general, los niveles de Hg detectados en este estudio fueron, sin embargo, similares a los niveles de Hg reportados en otros sitios (Tabla 9). Se ha reportado que las altas concentraciones de Hg se presenta en la biota proveniente de zonas costeras que especies similares colectadas en aguas oceánicas (Eisler, 2010). Las concentraciones de Hg que se registran a lo largo de las costas de la península de Baja California son mínimos (0.006 a $2.25 \mu\text{g g}^{-1}$), indicativo de condiciones prístinas o cercanas a lo prístino (Páez-Osuna *et al.*, 2017). En contraste, del lado occidental del Golfo de California, existen otras actividades que producen emisiones de metales y metaloides al golfo, tales como la minería, agricultura, acuicultura, deforestación y construcción de presas, que en conjunto incrementan la liberación de contaminantes al medio acuático y en la acumulación en la biota (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2008). Por lo que la variabilidad de concentraciones es explicada en parte debido de la localidad de colecta.

Tabla 9. Niveles de oligoelementos (promedio \pm DS o intervalo; peso húmedo) en músculo de especies de peces de pico. M=macho. H=hembra.

Especie	Origen	n	Sexo	Peso (kg)	Longitud (cm)	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Se ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Referencia
Pez espada <i>Xiphias gladius</i>	Canal de Mozambique	41	M/H	21	121	0.25 \pm 0.26	0.03 \pm 0.03	0.38 \pm 0.26	0.58 \pm 0.29	Kojadinovic et al. (2007)
	Isla Reunión	7	M/H	30	136	0.19 \pm 0.14	0.03 \pm 0.01	1.24 \pm 0.83	1.25 \pm 0.56	Kojadinovic et al. (2007)
	Mar Mediterráneo	58	M/H	1.9	66	0.01 \pm 2.00	0.05 \pm 0.01	0.07 \pm 0.04		Storelli et al. (2005)
	Mar Mediterráneo	162		47				0.49 \pm 0.26		Storelli and Marcotrigiano (2001)
	Océano Atlántico	192	M/H					0.62 \pm 0.35		Mendez et al. (2001)
	Océano Atlántico	88	M					0.93 \pm 0.07		Monteiro and Lopes (1990)
	Océano Atlántico	48	M					1.30 \pm 0.17		Monteiro and Lopes (1990)
	Azores							0.03–2.4	0.18–1.2	Branco et al. (2007)
	Ecuador							0.90–2.2	0.36–0.73	Branco et al. (2007)
									0.29–1.27	Freeman et al. (1978)
Marlín negro <i>Makaira indica</i>	Océano Pacifico	42	M/H			0.90 \pm 0.01	0.60 \pm 0.05	7.30 \pm 0.60	2.20 \pm 0.15	Mackay et al (1975)
	Golfo de Botnia							5.7		Miettinen and Verta (1978)
Marlín azul <i>Makaira nigricans</i>	Taiwán					0.04	0.43	3.09		Han et al. (1998)
	Golfo de México							10.52		Cai et al. (2007)
	Hawái							2.00		Shultz et al. (1976)
	Hawái							4.30		Shultz and Crear (1976)
	Hawái							3.12		Shultz and Ito (1979)
	Hawái							4.28 ^a		Shomura and Craig (1972)
	Océano Atlántico							0.56		Yamashita et al. (2005)
	Atlántico Norte							5.32		Luckhurst et al. (2006)
Hawái	50			97.9 \pm 63.8			0.56		Kaneko and Ralston (2007)	

Tabla 9 (continuación)

Especie	Origen	n	Sexo	Peso (kg)	Longitud (cm)	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Se ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Referencia
Marlín azul <i>Makaira nigricans</i>	Golfo de California							1.91		Vega-Sánchez et al. (2016)
	Golfo de California		M/H		182±37	0.06±0.04	0.01±0.01	4.26±6.21		Este estudio
Marlín <i>Makaira</i> sp.	Japón							4.80		Rivers et al. (1972)
Marlín blanco <i>Tetrapturus albidus</i>	España							1.34		Papadopoulou et al. (1973)
Marlín rayado <i>Kjikia audax</i>	Golfo de California		M/H		162±15	0.15±0.16	0.03±0.02	0.66±0.43		Este estudio
	Golfo de California	13	M/H	45.5–188.4	159–254	0.37±0.40	0.35±0.08	1.72±0.61		Soto-Jiménez et al. (2010)
Pez vela <i>Istiophorus platypterus</i>	Pacifico oriental	67	M/H		193±1.7			0.56±0.04	0.67±0.03	Bergés-Tiznado et al. (2015)
	Golfo de California	17	M/H	49.3–168.7	166–246	0.55±0.37	0.36±0.29	1.48±0.93		Soto-Jiménez et al. (2010)

^a Valor de mediana.

10.6.2. Cadmio

El Cd es un contaminante ambiental serio ya que es transportado atmosféricamente. En peces, el Cd causa anemia y fracturas a nivel vertebral (Larsson, 1977), problemas de osmoregulación (Reid y MecDonald, 1988), disminución en la eficiencia digestiva (Sasthy y Gupta, 1979), efectos bioquímicos y hematológicos (Haux y Larsson, 1984), déficit de crecimiento, nado errático, y mortalidad (Peterson *et al.*, 1983; Eisler, 1985). Experimentos en laboratorio, Handy (1993) encontraron que niveles de 0.07 a 0.34 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso húmedo) en músculo fueron asociados en muerte de peces: así que, presumiblemente, efectos subletales ocurren en niveles menores. In general, efectos adversos por Cd pueden ocurrir con niveles alimentarios de 0.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Eisler, 1985). En los marlines los niveles de Cd variaron de 0.003 a 1.13 $\mu\text{g g}^{-1}$, lo que sugiere que estas especies están en un riesgo potencial. Mientras que en las especies presa analizadas, excepto para los cefalópodos y crustáceos, los niveles de Cd fueron menores a 0.1 $\mu\text{g g}^{-1}$.

En lo que respecta a la salud humana por consumir alimentos contaminados con Cd, los daños van desde incrementar el riesgo de fractura en huesos, cáncer, disfunción renal y de riñones, e hipertensión en humanos (ATSDR 1999). Los niveles de Cd en músculo de marlín rayado excedieron en 1.4% los límites permisibles adoptadas por las autoridades de salud en México de 0.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo, así como los umbrales establecidos por la OMS, y autoridades de la Administración de Alimentos y Medicamentos (FDA por sus siglas en inglés) de los Estados Unidos de América (Secretaría de Salud, 2009; FAO/WHO, 1972; FDA, 1993a). Las concentraciones en hígado de Cd superaron los límites permisibles en todos los casos. Sin embargo, se debe considerar que los estándares han sido establecidos con un margen de seguridad. En las especies presa, el grupo de los cefalópodos y crustáceos presentaron niveles de Cd altos, alcanzando los 15 $\mu\text{g g}^{-1}$ en los calamares. Lo que es de considerarse un menor consumo específico de estas especies, y en la medida de lo posible ampliar el consumo sobre otras especies que contienen menos Cd.

Además, es de tener en mente las características del lugar de donde provienen los peces ya que el tipo de alimentación, la disponibilidad del elemento (que puede estar influenciada por factores ambientales), y las fuentes intervienen en la acumulación del elemento. En este estudio, los niveles de Cd en *K. audax* fueron menores a los reportados

para esta misma especie capturada en el margen oriental del Golfo de California (Tabla 9). En esta última región las costas son influenciadas por una importante actividad humana (e.i., agrícola, urbana, piscicultura) en comparación a las costas de la península de Baja California Sur (Páez-Osuna et al., 2017). Sin embargo, al hacer estas comparaciones es importante considerar la talla de los peces ya que el Cd es susceptible a acumularse con la longitud.

10.6.3. Plomo

El Pb es un neurotóxico que causa efectos conductuales en los peces tras días de exposición a concentraciones subletales, y estos efectos pueden persistir después de la remoción del contaminante (Weber y Dingel, 1997). El Pb también causa déficits o disminución en metabolismo, aprendizaje, conducta, desarrollo, tasas de crecimiento y sobrevivencia, así como incremento en la formación de mucus en los peces (Eisler, 1988). El Ca puede reducir la asimilación y por lo tanto los efectos del Pb en los peces (Varanasi y Gmur, 1978). Poca información sobre niveles de Pb en músculo asociados con desordenes en los propios peces está disponible, pero niveles de $50 \mu\text{g g}^{-1}$ in la dieta (i.e., peces forrajeros) son asociados con efectos en la reproducción de algunos peces carnívoros, y niveles en alimentos tan bajos de 0.1 a $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ están asociados con déficits de aprendizaje y conducta social anormal en algunos mamíferos (Eisler, 1988). Los niveles en los peces de marlín y sus presas del sureste del Golfo de California fueron tan bajos a , sugiriendo que puede haber algunos efectos en los consumidores de pescado incluido el humano.

Las normas de salud en México sobre niveles de Pb en pescado adoptan un valor de $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (Secretaría de Salud, 2009). Por su parte la OMS emite un valor más restringido de $0.3 \mu\text{g g}^{-1}$ para Pb (FAO/WHO 1972). Mientras que la FDA establece límites de $1.3 \mu\text{g g}^{-1}$ de Pb (FDA, 1993b). Los niveles de Pb en marlines muestreados durante este estudio estuvieron por debajo de los límites permisibles. Por su parte, ninguno de las muestras de especies presas superó los límites máximos de Pb nacionales e internacionales establecidos para pescados, crustáceos y moluscos (Secretaría de Salud, 2009; FAO/WHO, 1972; FDA, 1993b).

Los niveles de Pb en marlín rayado y marlín azul capturados en el suroeste del Golfo de California fueron menores a los encontrados en especies similares o emparentadas pescadas en otros sitios incluso en aguas del Mediterráneo y Taiwán (Tabla 9). Estos últimos sitios muestran un considerable impacto ambiental producto de las actividad humana. En comparaciones con sitios menos afectados, los valores de Pb presentados en el músculo de marlín rayado y marlín azul son similares a aquellos encontrados en el pez espada *Xiphias gladius* procedente del Canal de Mozambique e Isla Reunión en el Oeste del Océano Indico (Kojadinovic *et al.*, 2007). Se ha sugerido, que el aislamiento del oeste del Océano Indico con respecto a los centros de gran actividad antropogenica, adicionado a la corta vida media del Pb en el agua (25 días), y la usencia de propiedades de biomagnificación de este metal han aparentemente no tener efecto sobre los organismos que habitan esta región (Kojaninovic *et al.*, 2007).

La presencia de Pb en el músculo de los marlines, sin embargo, puede ser un total de la acumulación a lo largo de su vida. Los marlines son especies de alta movilidad cruzando distintos mares por lo que pueden llegar a sitios contaminados o prístinos o casi vírgenes. Sin embargo, en este estudio los niveles de Pb en sangre fueron mayores que los del músculo en los marlines, lo que sugiere una entrada de este elemento a partir de sus presas que habitan el Golfo de California. El Pb puede provenir de otros sitios vía deposición atmosférica, o reflejar simplemente los niveles históricos de la región. La hipótesis de origen regional de Pb puede ser probada por la examinación de isótopos de este elemento. Por ejemplo, Páez-Osuna *et al.* (2010) encontraron comparables niveles de Pb ($0.95 \pm 0.18 \mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en muestras de sangre de la tortuga marina olivácea (*Lepidochelys olivacea*) capturada en el Pacifico oriental (adyacente al Golfo de California), la cual mostró proporciones isotópicas de $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ de 1.183 ± 0.0006 y 2.452 ± 0.0006 , respectivamente, análogos a las del lecho de roca natural que contienen Pb en México (1.188 ± 0.005 y 2.455 ± 0.008 , respectivamente).

10.6.4. Selenio

En lo que se refiere a selenio no hay información sobre niveles de riesgo en los propios organismos debido a que es un elemento esencial requerido en la actividad de enzimas que

están normalmente presentes en todas las células de animales superiores (Behne *et al.*, 2000). Sin embargo, mientras una moderada o baja entrada de Se es requerida para mantener la vida, una entrada crónicamente excesiva de Se puede producir toxicidad (Peterson *et al.*, 2009). La Agencia de Protección Ambiental (EPA por sus siglas en inglés) de EEUU, ha propuesto un nivel de Se total en la calidad de agua basado en la parte comestible de peces de $7.9 \mu\text{g Se} \cdot \text{g}^{-1}$ peso seco (aproximadamente $2.0 \mu\text{g Se} \cdot \text{g}^{-1}$ peso húmedo) como criterio para proteger a los consumidores de pescado (U.S. Environmental Protection Agency, 2004). Los niveles de Se en 16% de marlines muestreados, y una especie presa de escombrido, presentaron valores por debajo $2.0 \mu\text{g Se} \cdot \text{g}^{-1}$ peso húmedo como criterio para proteger a los consumidores de pescado (U.S. Environmental Protection Agency, 2004).

11. CONCLUSIONES

A partir de los análisis de contenido estomacal se encontró que marlín rayado y marlín comparten una alimentación similar en el sureste del Golfo de California pero con una preferencia de ciertas especies presa en cada especie de marlín.

Por su parte los análisis de isótopos estables de C y N no fueron diferentes entre marlín rayado y marlín lo que demuestra una fuente de entrada de carbono y posición trófica similar para las dos especies de marlín.

Sin embargo, los modelos de mezclas isotópicas revelaron que existe una contribución particular de presas para cada especie de marlín, es decir, peces carnívoros para marlín azul y calamares para marlín rayado.

Las preferencias alimenticias y contribución particular de ciertas presas en la dieta de marlín rayado y marlín azul fueron relacionadas con las variaciones de acumulación de Cd, Pb, Hg y Se en los tejidos de cada especie de marlín.

Las variaciones en el contenido de oligoelementos debidas al género dentro de cada especie de marlín no fueron observadas y similar resultado se presentó en los valores isotópicos, lo que demuestra una similar entrada de elementos a partir de una dieta similar entre machos y hembras.

La longitud postorbital resulto ser un factor que influyó en la acumulación de los oligoelementos con variaciones de relación (positiva o negativa) dependiendo del tejido y tipo de elemento.

El Pb fue un caso particular en su acumulación con la longitud postorbital ya que no estuvo presente tal relación en la sangre, músculo e hígado de marlín rayado y marlín, y que puede ser debido a que la acumulación de Pb se da en otros tejidos, es decir, en las partes duras (i.e., hueso, escamas espinas).

Variaciones en el contenido de oligoelementos fueron evidentes entre tejidos de los marlines, presentado el hígado altas concentraciones de Cd, la sangre las mayores de Pb, y el músculo la mayor acumulación de Hg y Se en ambas especies de marlín.

Los oligoelementos acumulados en los organismos suelen ser transferidos a sus consumidores de manera positiva como ocurrió para Hg y Se, pero también pueden no ser incrementados como fue el caso para Cd y Pb en la mayoría de las interacciones tróficas, lo que demuestra que la transferencia de elementos es distinta entre elementos.

Las concentraciones de Hg y Se fueron relacionadas positivamente con los valores de $\delta^{15}\text{N}$ por lo que los peces marlín carnívoros de niveles superiores acumulan mayores niveles de estos elementos que sus presas de niveles tróficos inferiores, lo que sustenta la presencia de una biomagnificación de Hg y Se en una trama trófica pelágica en el Golfo de California

Para el caso de Cd y Pb estos elementos no fueron relacionados con los valores de $\delta^{15}\text{N}$ lo que muestra que ambos elementos no son incrementados en especies de niveles tróficos superiores, pero en aquellas presas de hábitos bentónicos de niveles tróficos inferiores se presentó un mayor contenido de Cd y Pb, lo que sugiere la presencia de un tipo de biomagnificación interrumpida.

12. REFERENCIAS

- Abitia, C.L.A., Galván, M.F., Rodríguez, R.J. 1997. Food habits and energy values of prey of striped marlin, *Tetrapturus audax* off the coast of Mexico. Fish. Bull. 95:360-368.
- Abitia-Cárdenas, L.A., Galván-Magaña, F., Gutiérrez-Sánchez, F.J. Rodríguez-Romero, J., Aguilar-Palomino, B. Moehl-Hitz, A. 1999. Diet of blue marlín *Makaira mazara* off the coast of Cabo San Lucas, Baja California Sur, Mexico. Fish. Res. 44:95-100.
- Abitia-Cárdenas, L.A., Muhlia-Melo, A., Cruz-Escalona, V.H., Galván-Magaña, F. 2002. Trophic dynamics and seasonal energetics of striped marlin *Tetrapturus audax* in the southern Gulf of California, Mexico. Fish Res. 57(3):287-295.
- Actualización de la Carta Nacional Pesquera. 2012. Diario Oficial de la Federación, México. (Agosto 3, 2012).
- Alverson, F.G. 1963. The food of yellowfin and skipjack tunas in the eastern tropical Pacific Ocean. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Commn. 7:295-396.
- Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C., Metayer, C., Marchand, J., Ferre, R. 1980. Study on the transfer of Cd, Pb, Cu and Zn in neritic and estuarine trophic chains. I. The inner estuary of the Loire (France) in the summer of 1978. Water Res. 14:665-673.
- Armstrong, F.A.J. 1979. Effects of mercury compounds on fish. In: Nriaga, J.O. (Ed.), The Biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier/North Holland Biomedical Press, New York, pp. 657-670.
- ATSDR. 1999. Toxicological profile for cadmium. U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, G.A., July
- Barwick, M., Maher, W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. Mar. Environ. Res. 56, 471-502.
- Bearhop, S., Teece, M.A., Waldron, S., Furness, R.W. 2000. Influence of lipid and uric acid on $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of avian blood: Implications for trophic studies. 117(2):504-507.
- Bearhop, S., Waldron, S., Thompson, D., Furness, R. 2000. Biomagnification of mercury in great skua *Catharacta skua* chicks: the influence of trophic status as determined by stable isotope signatures of blood and feathers. Mar. Pollut. Bull. 40(2):181-185.

- Beek, M.A., Levandert, O.A., Handy, J. 2003. Selenium deficiency and viral infections. *J. Nutr.* 133(5:2): 1463S-1467S.
- Behne, D., Pfeifer, H., Rothlein, D., Kyriakopoulos, A. 2000. Cellular and subcellular distribution of selenium-containing proteins in the rat. In: Roussel, A.M., Favier, A.E., Anderson, R.A. (eds). *Trace elements in man and animals 10*. Kluwer, New York. pp. 29-34.
- Belzile, N., Chen, Y.W., Gunn, J.M., Tong, J., Alarie, Y., Delonchamp, T., Lang, C.Y., 2006. The effect of selenium on mercury assimilation by freshwater organisms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63:1-10.
- Bergés-Tiznado, M.E., Márquez-Farías, J.F., Torres-Rojas, Y., Galván-Magaña, F., Páez-Osuna, F., 2015. Mercury and selenium in tissues and stomach contents of the migratory sailfish, *Istiophorus platypterus*, from the Eastern Pacific. Concentration, biomagnification, and dietary intake. *Mar. Pollut. Bull.* 10:349-358. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.021>
- Bloom, N. S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate issue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1010–1017.
- Branco, V., Vale, C., Canario, J., dos Santos, M.N. 2007. Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, L. 1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas of the Atlantic Ocean. *Environ. Polut.* 150:373–380.
- Burger, J., Fossi, C., McClellan-Green, P., Orlando, E.F. 2007. Methodologies, bioindicators, and biomarkers for assessing gender-related differences in wildlife exposed to environmental chemicals. *Environ. Res.* 104:135–152.
- Burger, J., Gaines, K.F., Boring, C.S., Stephens, W.L., Snodgrass, J., Dixon, C., McMahon, M., Shukla, S., Shukla, T., Gochfeld, M. 2002. Metal levels in fish from Savannah river: potential Hazards to fish and other receptors. *Environ. Res. Sec. A.* 89:85–97.
- Cai, Y., Rooker, J.R., Gill, G.A., Turner, J.P. 2007. Bioaccumulation of mercury in pelagic fishes from the northern Gulf of Mexico. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64:458–469.
- Canli, M., Atli, G. 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environ. Pollut.* 121(1):129-136.
- Ceyca, J.P., Castillo-Guerrero, A., García-Hernández, J., Fernández, G., Betancourt-Lozano, M. 2016. Local and interannual variations in mercury and cadmium in eggs of

- eight seabird species of the Sinaloa coast, México. *Environ. Toxicol. Chem.* 35(9):2330-2338.
- Chen, Y.W., Belzile, N., Gunn, J.M., 2001. Antagonistic effect of selenium on mercury assimilation by fish populations near Sudbury metal smelters. *Limnol. Oceanogr.* 46:1814-1818.
- Clarke, M.R. 1986. A handbook for the identification of cephalopod beaks. Oxford: Clarendon Press. 273. PMID:3719404.PMCid:1339244.
- Colwell, R.K. 2006. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Available form: <http://purl.oclc.org/estimates>
- Cope, G.W., Leidy, R.B., Hodgson, E. 2004. In: Hodgson E, editor. A textbook of modern toxicology. Hoboken, N. J. Wiley Interscience.
- Curvin-Aralar, L.A. & Furnes, R.W. 1991. Mercury and selenium interaction. A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 21:348-364.
- Dawson, M.A. 1982. Effects of long-term mercury exposure on hematology of striped bass, *Morone saxatilis*, U.S. Natl. Mar. Fish. Serv. Fish. Bull. 80: 389–392.
- Demina, L.L., Galkin, S.V., Shumilin, E. 2009. Bioaccumulation of some trace elements in the biota of hydrothermal fields of the Guaymas Basin (Gulf of California). *Bol. Soc. Geol. Mex.* 61:31-45.
- De Metrio, g., Corriero, A., Desantis, S., Zubani, D., Cirillo, F., Deflorio, M., Bridges, C.r., Eicker, J., De la Serna, J.M., Megalofonou, P., Kime, D.E. 2003. Evidence of high percentage of intersex in the Mediterranean swordfish (*Xiphias gladius*): *Mar. Poll. Bull.* 46:358–361.
- De Silva-Dávila, R., Palomares-García, R. 2002. Distributional patterns of the euphausiid community in Bahía de La Paz, B.C.S., México. In Hendricks M.E. (ed.) Contributions to the study of East Pacific crustaceans. Mexico: UNAM, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, pp. 109-125.
- Dehn, L.-A., Follmann, E.H., Thomas, D.L., Sheffield, G.G., Rosa, D., Duffy, L.K., O'Hara, T.M. 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Sci. Total Environ.* 362:103-123.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Rep. 85 (1, 2), Washington, DC.

- Eisler, R. 1988. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Rep. 85 (1, 14), Washington, DC.
- Eisler, R. 2006. Mercury Hazards to Living Organisms. CRC. Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL, p. 312.
- Eisler, R. 2010. Compendium of trace metals and marine biota. Vol. 2: Vertebrates. Elsevier, Amsterdam. 500 pp.
- Eldridge, M.B., Wares, P.G., 1974. Some biological observations of billfishes taken in the Eastern Pacific Ocean, 1967–1970. In: Shomura, R.S., Williams, F. (Eds.) Proceeding of the international billfish symposium, Kailua-Kona, Hawaii, 9-12 August 1972 U.S. Dep. Commer. NOAA Technical Report NMFS SSRF-675:89–101.
- Endo, T., Kimura, O., Ogasawara, H., Ohta, C., Koga, N., Kato, Y., Haraguchi, K. 2015. Mercury, cadmium, zinc and copper concentrations and stable isotope ratios of carbon and nitrogen in tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) culled off Ishigaki Island, Japan. Ecological Indicators. 55:86-93.
- Escobar-Sánchez, 2010. Bioacumulación y Biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de Baja California Sur, México, Tesis de Doctorado en Ciencias Marinas. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México. 121 pp.
- Estrada, J.A., Rice, A.N., Lutcavage, M.E., Skomal, G.B. 2003. Predicting trophic position in sharks of the north-west Atlantic Ocean using stable isotope analysis. J. Mar. Biol. Assoc. UK. 83:1347-1350.
- Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. In: Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., Niem, V.H. editors. Pacífico centro-oriental FAO; Roma. p. 648-1652. PMID:7860909.
- Fisk, A. T., Hobson, K. A., Norstrom, R. J. 2001. Influence 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.
- Food and Agriculture/World Health Organization (FAO/WHO). 1972. Evaluation of certain food additives and the contaminants mercury, cadmium and lead. FAO/WHO Technical Report Series No. 505.FAO/WHO, Geneva

- Food and Drug Administration (U.S. FDA). 1993a. Guidance document for cadmium in shellfish. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Office of Seafood (HFS-416), Washington, DC
- Food and Drug Administration (U.S. FDA). 1993b. Guidance document for lead in shellfish. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Office of Seafood (HFS-416), Washington, DC
- Fossi, M.C., Casini, S., Ancora, S., Moscatelli, A., Ausili, A., Notarbartolo-Di-Sciara, G. 2001. Do endocrine disrupting chemicals threaten Mediterranean swordfish? Preliminary results of vitellogenin and zona radiata proteins in *Xiphias gladius*. Mar. Environ. Res. 52:477–483.
- Fossi, M.C., Casini, S., Marsili, L., Ancora, S., Neri, G., Romero, T., Moscatelli, A., Ausili, A., Notarbartolo Di Sciara, G. 2002. Biomarkers for endocrine disruptors in three species of Mediterranean large pelagic fish. Mar. Environ. Res. 54:667–671.
- Fossi, M.C., Marsili, L., Neri, G., Natoli, A., Politi, E., Panigada, S. 2003. The use of non-lethal tool for evaluating toxicological hazard of organochlorine contaminants in Mediterranean cetaceans: new data 10 years after the first paper published in MPB. Mar. Poll. Bull. 46:972–982.
- Freeman, H.C., Shum, G., Uthe, J.F. 1978. The selenium content in swordfish (*Xiphias gladius*) in relation to total mercury content. J. Environ. Sci. Health. A13(3):235-240.
- Freidman, M.A., Eaton, L.R., Carter, W.H. 1978. Protective effects of freeze-dried swordfish on methylmercury content. J. Environ. Contam. Toxicol. 19:436-443.
- Fry, B. 2006. Stable isotope ecology. Springer, New York. 308pp.
- García-Hernández, J., Cadena-Cárdenas, L., Betancourt-Lozano, M., García de la Parra, L.M., García-Rico, L., Márquez-Farías, F. 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, México. Toxicol. Environ. Chem. 89(3):507-522.
- Gobierno del estado de Baja California Sur (GBCS). 2007. Pesca deportiva en Baja California Sur. En: Guía Turística de Baja California Sur 2006-2007. Grupo Barba Editores, Guadalajara, Jalisco. 144 p.
- Graves, J.E., McDowell, J.R. 2015. Population structure of istiphorid billfish. Fish. Res. 166:21-28.

- Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Pollut. Bull.* 45:46-52.
- Hall, R.A., Zook, E.G., Meaburn, G.M. 1978. National Marine Fisheries Service survey of trace elements in the fishery resource. U.S. Dept. Commerce NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-721, pp. 1–313.
- Han, B.C., Jeng, W.L., Chen, R.Y., Fang, G.T., Hung, T.C., Tseng, R.J. 1998. Estimation of target hazard quotients and potential health risks for metals by consumption of seafood in Taiwan. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35:711–720.
- Handy, R. D. 1993. The effect of acute exposure to dietary Cd and Cu on organ toxicant concentrations in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquat. Toxicol.* 21:1–14.
- Haux, C., and Larsson, A. 1984. Long-term sublethal physiological effects on rainbow trout, *Salmo gairdneri*, during exposure to cadmium and after subsequent recovery. *Aquat. Toxicol.* 5:129–142.
- Hobson, K. A. & Cherel, Y. 2006. Isotopic reconstruction of marine food webs using cephalopod beaks. New insight from captively raised *Sepia officinalis*. *Can. J. Zool.* 84:766-770.
- Hobson, K.A., Schell, D.M., Renouf, D., Noseworthy, E. 1996. Stable carbon and nitrogen isotopic fractionation between diet and tissues of captive seals: implications for dietary reconstruction involving marine mammals. *Canad. J. of Fish. Aquatic Sci.* 53:528-533.
- Hoekstra, P.F., O'Hara, T.M., Fisk, A.T., Borga, K. Solomom, K.R., Muir, D.C. 2003. Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ. Pollut.* 124:509-522.
- Iverson, L.K., Pinkas, L. 1971. A pictorial guide to beak of certain eastern Pacific cephalopods. *Calif. Fish Game.* 2:83-105.
- Jaeger, I., Hop, H., Gabrielsen, G.W. 2009. Biomagnification of mercury in selected species from an Arctic marine food web in Svalbard. *Sci. Total Environ.* 407:4744-4751.
- Jankovská, i., Miholová, D., Romocuský, S., Petrtýl, M., Langrová, I., Kalous, L., Sloup, V., Válek, P., Vadlejch, J., Lukesova, D. 2014. Importance of fish gender as a factor in environmental monitoring of mercury. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21: 6239–6242.

- Jara-Marini, M., Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F. 2009. Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere*. 77:1366-1373.
- Jara-Marini, M., Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F. 2012. Mercury transfer in a subtropical coastal lagoon food web (SE Gulf of California) under two contrasting climatic conditions. *Environ. Toxicol.* 27:526-536.
- Jones, H.J., Swadling, K.M., Buttler, E.C.V., Barry, L.A., Macleod, C.K., 2014. Applications of stable mixing models for defining trophic biomagnification pathways of mercury and selenium. *Limnol. Oceanogr.* 59(4):1181-1192.
- Kaneko, J.J., Ralston, N.V.C. 2007. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north Pacific near Hawaii. *Biol. Trace. Elem. Res.* 119:242-254.
- Kehrig, H.A., Seixas, T.G., Malm, O., Di Benedetto, A.P.M., Rezende, C.E., 2013. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: a case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. *Mar. Pollut. Bull.* 75:283-290.
- Kehrig, H.A., Seixas, T.G., Palermo, E.A., Baeta, A.P., Branco, C.W.C., Malm, O., Moreira, I., 2009. The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16:10-24.
- Khan, A.T., Weis, J.S. 1993. Differential effects of organic and inorganic mercury on the mercury form fish. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.* 44: 217–222.
- Kidd, K.A., Hesslein, R.H., Fudge, R.J.P., Hallard, K.A., 1995. The influence of trophic level as measured by $\delta^{15}\text{N}$ on mercury concentration in freshwater organisms. *Water Air Soil Pollut.* 80:1011-1015.
- Klimley, A. P., Butler, S. B. 1988. Immigration and emigration of a pelagic fish assemblage to seamounts in the Gulf of California related to water mass movements using satellite imagery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 49:11-20.
- Kohrle, J., Jakob, F., Contempéré, B., Dumont, J.E. 2005. Selenium, the thyroid, and the endocrine system. *Endocr. Rev.* 26(7):944-984.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R.P., Bustamante, P. 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environ. Pollut.* 146:548-566

- Kot, F., Shumilin, E., Rodríguez-Figueroa, G.M., Mirlean, N. 2009. Mercury dispersal to Aroyo and coastal sediments from abandoned copper mine operations, El Boleo, Baja California. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 82:20-25.
- Larsson, A. 1977. Some experimentally induced biochemical effects of cadmium on fish from the Baltic Sea. *Ambio. Spec. Rep.* 5:1–67.
- Lavoie, R.A., Hebert, C.E., Rail, J.-F., Braune, B.M., Yumvihoze, E., Hill, L.G., Lean, D.R.S. 2010. Trophic structure and mercury distribution in a Gulf of St. Lawrence (Canada) food web using stable isotope analysis. *Sci. Total Environ.* 408:5529-5539.
- Luckhurst, B.E., Prince, E.D., Llopiz, J.K., Snodgrass, D., Brothers, E.B. 2006. Evidence of blue marlin (*Makaira nigricans*) spawning in Bermuda waters and elevated mercury levels in large specimens. *Bull. Mar. Sci.* 79(3):691–704.
- Mackay, N.J., Kazacos, M.N., Williams, R.J., Ledow, M.L. 1975. Selenium and heavy metals in black marlin. *Mar. Pollut. Bull.* 6:57–60.
- MacNeil, M.A., Skomal, G.B., Fisk, A.T. 2005. Stable isotopes from multiple tissues reveal diet switching in sharks. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 302:199-206.
- Madigan, D. J., Carlies, A. B., Dewar, H., Snodgrass, O. E., Litvin, S. Y., Micheli, F. and Block, B. A. 2012a. Stable isotope analysis challenges wasp-waist food web assumptions in an upwelling pelagic ecosystem. *Scientific Reports* [online serial] 2:654. DOI: 10.1038/srep00654.
- Madigan, D. J., Litvin, S. Y., Popp, B. N., Carlisle, A. B., Farwell, C. J. 2012b. Tissue turnover rates and isotopic trophic discrimination factors in the endothermic teleost, Pacific Bluefin tuna (*Thunnus orientalis*). *PLoS ONE.* 7(11):e49220. Doi:10.1371/journal.pone.0049220.
- Mendez, E., Giudice, H., Pereira, A., Inocente, G., Medina, D. 2001. Total mercury content–fish weight relationship in swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the southwest Atlantic Ocean. *J. Food Comps Anal.* 14(5):453–460.
- Miettinen, V., Verta, M. 1978. On the heavy metals and chlorinated hydrocarbons in the Gulf of Bothnia in Finland. *Finn. Mar. Res.* 244:219–226.
- Moncayo, M., Trejos, R., maridueña, A. & Castro, R. 2010. Niveles de mercurio, cadmio y plomo en productos pesqueros de exportación. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología.* 4(1):65-74.

- Monteiro, L. R., Lopes, H. D. 1990. Mercury content swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age and sex. *Mar. Pollut. Bull.* 21(6):293–296.
- Moore, J.W., Semmens, B.X. 2008. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecology Letters.* 11:470-480. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01163.x
- Nakamura, I. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. In: Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., Niem, V.H. editors. Pacífico centro-oriental FAO; Roma. pp. 1186-1193.
- Norse, E.A., Norse, V. 1977. Studies on portunid crabs from the eastern Pacific. II. Significance of the unusual distribution of *Euphylax dovii*. *Marine Biology.* 40:374-376.
- NRC-CNRC. 2012. DORM-4, Fish Protein Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents. National Research Council Canada—Conseil National de Recherches Canada
- NRC-CNRC. 2014. DOLT-5, Dogfish Liver Certified Reference Material for Trace Metals and other Constituents. National Research Council Canada—Conseil National de Recherches Canada.
- Núñez-Nogueira, G. 2002. Accumulation of Zinc and Cadmium in a tropical prawn *Penaeus indicus*. PhD Dissertation, University of London.
- Núñez-Nogueira, G., Rainbow, P.S. 2005. Cadmium uptake and accumulation by the decapod crustacean *Penaeus indicus*. *Mar. Environ. Res.* 60:339-354.
- Olson, R. J. & Galván-Magaña, F. 2002. Food habits and consumption rates of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 100:279-298.
- Ordiano-Flores, A., Rosiles-Martínez, R., Galván-Magaña, F. 2012. Biomagnificación of mercury and its antagonistic interaction with selenium in yellowfin tuna *Thunnus albacores* in the trophic web of Baja California Sur, Mexico. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 86:182-187.
- Osuna-Martínez C.C., Páez-Osuna, F., Alonso-Rodríguez, R. 2011. Cadmium, copper, lead and zinc in cultured oysters under two contrasting climatic conditions in coastal lagoons from SE Gulf of California, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 87:272-275.

- Páez-Osuna, F., Tron-Mayen, L. 1995. Distribution of heavy metals in tissues of shrimp *Penaeus californiensis* from the Northwest coast of Mexico. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 52(2):209-215.
- Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A.C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M., Bergés-Tiznado, M.E., Piñon-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M.F., Frías-Espericueta, M.G., Ruelas-Inzunza, J., Green-Ruiz, C., Osuna-Martínez, C.C., Sánchez-Cabeza, J.A. 2017. Environmental status of the Gulf of California: a pollution review. Earth-Sci Rev 166:181–205.
- Páez-Osuna, F., Calderón-Campuzano, M.F., Soto-Jiménez, M.F., Ruelas-Inzunza, J.R. 2010. Lead in blood and eggs of turtle, *Lepidochelys olivácea*, from the eastern Pacific: Concentration, isotopic composition and maternal transfer. Mar. Pollut. Bull. 60:433-439.
- Páez-Osuna, F., Frías-Espericueta, M.G., Ruelas-Inzunza, J.R. and Soto-Jiménez, M.F. 2011. Fundamentos sobre la respuesta, bioacumulación y transferencia trófica de metales. p. 55-98. En: F. Páez-Osuna (Ed.). Metales en camarón silvestre y de cultivo: Importancia, efectos y transferencia trófica. Serie Lagunas Costeras de Sinaloa, 1er Edición. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pantoja-Alor, J., Gómez-Caballero, J.A. 2004. Los sistemas hidrotermales y el origen de la vida. Ciencias 75, 14-22. <http://www.ejournal.unam.mx/cns/no75/CNS07503.pdf>
- Papadopoulou, C., Grimanis, A.P., Hadzistelios, I. 1973. Mercury and arsenic in a fish collected in polluted and non-polluted sea waters. Thal. Jugosl. 9:211–218.
- Parnell, A.C., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A.L., 2010. Source partitioning using stable isotopes: Coping with too much variation. PLoS ONE 5:e9672.
- Pařzek, J. & Ořtádalová, I. 1967. The protective effect of small amounts of selenite in sublimate intoxication. Experientia 23:142-143.
- Pepin, P. & Dower, J. F. 2007. Variability in the trophic of larval fish in a costal pelagic ecosystem based on stable isotope analysis. J. Plankton Res. 29:727-737.
- Peterson, R.H., Metcalfe, J.L., Ray, S. 1983. Effects of cadmium on yolk utilization, growth, and survival of Atlantic salmon alevins and newly feeding fry. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12:37–44.

- Peterson, S.A., Ralston, N.V.C., Whanger, P.D., Olfield, J.E., Mosher, W.D. 2009. Selenium and mercury interactions with emphasis on fish tissue. *Environmental Bioindicators* 4:318-334.
- Pethybridge, H., Butler, E. C. V., Cossa, D., Daley, R., Boudou, A. 2012. Trophic structure and biomagnification of mercury in an assemblage of deepwater chondrichthyans from southeastern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 451:163-174.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotope to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology*. 83:703-718.
- Rainbow, P. S. 1998. Phylogeny of trace metal accumulation in crustaceans. P. 285-319. In: *Metal Metabolism in Aquatic Environments*. Langston, W. J., Bebianno, M. J. (Eds). London: Chapman & Hall, 472 p.
- Raymond, L.J., Ralston, N.V.C. 2004. Mercury: selenium interactions and health implications. *Seychelles Med. Dent.* 7(1):72-77.
- Reid, S.D., McDonald, D.G. 1988. Effects of cadmium, copper, and low pH on ion fluxes in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45:244–253.
- Richert, J. e., Galván-Magaña, F., Klimley, A. P. 2015. Interpreting nitrogen stable isotopes in the study of migratory fishes in marine ecosystems. *Mar. Biol.* 162:1099-1110. DOI 10.1007/s00227-015-2652-6.
- Rivers, J.B., Pearson, J.E., Shultz, C.D. 1972. Total and organic mercury in marine fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 8:257–266.
- Robles-Gil, S. 1985. Estudio geográfico del estado de Baja California Sur. *Gob. del Edo. Programa cultural de las fronteras, La Paz.* 203 pp.
- Ruelas-Inzunza, J. & Páez-Osuna, F. 2008. Trophic distribution of Cd, Pb, y Zn in a food web from Altata-Ensenada del Pabellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54:584-596.
- Ruelas-Inzunza J, Soto-Jiménez MF, Ruiz-Fernández AC, Ramos-Osuna M, Montes-Saucedo J, et al. 2014. ²¹⁰Po, Cd and Pb distribution and biomagnification in the yellowfin tuna *Thunnus albacares* and skipjack tuna *Katsuwonus pelamis* from the Eastern Pacific. *Mar. Pollut. Bull.* 87:98-103.

- Ruelas-Inzunza, J., Hernández-Osuna, J., Páez-Osuna, F. 2011. Total and organic mercury in ten fish species for human consumption from the Mexican Pacific. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 86:679-683.
- Ruelas-Inzunza, J., García-Rosales, S.B., Páez-Osuna, F. 2004. Distribution of mercury in adult penaeid shrimps from Altata-Ensenada del Pabellón lagoon (SE gulf of California). *Chemosphere* 57:1657-1661.
- Sampson, L., Galván-Magaña, F., De Silva-Dávila, R., Aguíñiga-García, S. & O'Sullivan, B. 2010. Diet and trophic position of the devil rays *Mobula thurstoni* and *Mobula japonica* as inferred from stable isotope analysis. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 90(5):969-976.
- Sastry, K.V., and Gupta, P.K. 1979. The effect of cadmium on the digestive system of the teleost fish, *Heteropneustes fossilis*. *Environ. Res.* 19:221–230.
- Secretaría de Salud. 2009. Norma Oficial Mexicana NOM-242-SSA1-2009, Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos refrigerados y congelados. Especificaciones Sanitarias.
- Seki, M.P., Lumpkin, R., Flament, P. 2002. Hawaii cyclonic eddies and blue marlin catches: the case study of the 1995. Hawaiian international billfish tournament. *J. Ocean.* 58:739-745.
- Schrauzer, G.N. 2000. Anticarcinogenic effects of selenium. *Cell Mol. Life Sci.* 57(13-14):1864-1873.
- Shultz, C.D., Crear D. 1976. The distribution of total and organic mercury in seven tissues of the pacific blue marlin *Makaira nigricans*. *Pacific Sci.* 30:101–107.
- Shultz, C.D., Ito, B.M. 1979. Mercury and selenium in blue marlin, *Makaira nigricans*, from the Hawaiian islands. *Fish. Bull.* 76:872–879.
- Shultz, C.D., Crear, D., Person, J.E., Rivers, J.B., Hylin, J.W. 1976. Total and organic mercury in Pacific blue marlin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 15:230–234.
- Shimose, T., Shono, H., Yokawa, K., Santo, H., Tachihara, K. 2006. Food and feeding habits of blue marlin, *Makaira nigricans*, around Yonaguni Island, southwestern Japan. *Bull. Mar. Sci.* 79:761-775.
- Shimose, T., Yokaqwa, K., Saito, H. 2010. Habitat and food portioning of billfishes (Xiphoidei). *J. Fish Biol.* 76:2418-2433.

- Shomura, R.S., Craig, W.L. 1972. Mercury in several species of billfishes taken off Hawaii and southern California. In proceedings from the International Billfish Symposium. Kailua-Kona, Hawaii. 160–163.
- Shumilin, E.N., Rodriguez_Figueroa, G., Bermea, O.M., Baturina, E.L., Hernandez, E., Rodríguez-Meza, G.D. 2000. Anomalous trace element composition of Coastal sediments near the copper mining district of Santa Rosalia, Peninsula of Baja California, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 65:261-268.
- Soto-Jiménez, M. F. 2011. Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. *Hidrobiológica*. 21(3): 239-248.
- Soto-Jiménez, M. F., Arellano-Fiore, C., Rocha-Velarde, R., Jara-Marini, M. E., Ruelas-Inzunza, J. R., Páez-Osuna, F. 2011. Estudio experimental sobre la transferencia trófica de plomo hacia el camarón blanco *Litopenaeus vannamei*. 401-427. En: F. Páez-Osuna (Ed). Metales en camarón silvestre y de cultivo: importancia, efectos y transferencia trófica. Serie: Lagunas Costeras de Sinaloa. Univ. Nac. Aut. Méx., México.
- Soto-Jiménez, M. f., Hibdon, S. A., Rankin, C. W., Aggarawl, J., Ruiz-Fernández, A. C., Páez-Osuna, F., Flegal, A. R. 2006. Chronically a century of lead pollution in Mexico: Stable lead isotopic composition analyses of dated sediment cores. *Environ. Science and Technology*. 40(3):764-770.
- Soto-Jiménez M.F., Páez-Osuna, F. 2010. A first approach to study the mobility and behavior of lead in hypersaline salt marsh sediments: diffusive and advective fluxes, geochemical partitioning and Pb isotopes. *J. Geochem. Expl.* 104(3):87-69.
- Soto-Jiménez, M. F., Páez-Osuna, F., Scelfo, G., Hibdon, S., Franks, R., Aggarawl, J., Flegal, A. R. 2008. Lead pollution in subtropical ecosystems on the SE Gulf of Mexico coast: a study of concentrations and isotopic composition. *Mar. Environ Res.* 66:451-458.
- Soto-Jiménez, M., Amezcua F., González-Ledesma R., 2010. Nonessential metals in Striped Marlin and Indo-Pacific sailfish in the southeast Gulf of California, Mexico: Concentration and assessment of human health risk. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58 (3):810 – 818.

- Squire, J.L., Suzuki, Z. 1990. Migration trends of striped marlin (*Tetrapturus audax*) in the Pacific Ocean. In: Stroud, R.H. (ed) Planning the future of billfishes, part 2. National Coalition for Marine Conservation, Savannah, 321 pp.
- Storelli, M.M., Giacomini-Stuffler, R., Storelli, A., Marcotrigiano, G.O. 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and Bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. *Mar. Pollut. Bull.* 50:993-1018.
- Storelli, M.M., Marcotrigiano, G.O. 2001. Total mercury levels in muscle tissue of Swordfish (*Xiphias gladius*) and Bluefin tuna (*Thunnus tynnus*) from the Mediterranean Sea (Italy). *J. Food Prot.* 64(7), 1058–1061.
- Sverdrup, H. W., Johnson, M. W. & Fleming, r. H. 1942. The Oceans: the physics, chemistry and general biology. Prentice Hall, INC. Englewood Cliff, New Jersey, USA. 1087 p.
- Szefer, P. 1991. Interphase and trophic relationships of metals in a southern Baltic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 101:201–215.
- Torres-Rojas, Y. E., Hernández-Herrera, A., Ortega-Garcia, S. & Domeier, M. 2013. Stable isotope differences between blue marlin (*Makaira nigricans*) and striped marlin (*Kajikia audax*) in the southern Gulf of California, Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 89(2):421-436.
- Trasviña-Castro, A. Gutierrez de Velasco, G., Valle-Levinson, A., González-Armas, R., Mulhia, A. & Cosio, M. A. 2003. Hydrographic observations of the flow in the vicinity of a shallow seamount top in the Gulf of California. *Est. Coast Shelf Sci.* 57:149-162.
- Trudel, M., Rasmussen, J.B. 1997. Modeling the elimination of mercury by fish. *Environ. Sci. technol.* 31: 1716–1722.
- Tsubaki, T., Irukayama, K. 1977. Minamata disease: methylmercury poisoning in Minamata and Nigata, Japan. Amsterdam: Elsevier.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1980. Ambient Water Quality Criteria for Mercury. USEPA Rep. 440/5-80-058. Avail. From, NTIS, Springfield, V.A.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2004. Draft aquatic life water quality criteria for selenium–2004. Washington (DC): Office of Water, EPA. EPA 822/D-04/001.

- Vander Zander, M. J. & Rasmussen, J. B. 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnol. Oceanogr.* 46:2061-2066.
- Varanasi, U., and Gmur, D.J. 1978. Influence of water-bone and dietary calcium on uptake and retention of lead by coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 46: 65–75.
- Vega-Sánchez, B., Ortega-García, S., Ruelas-Inzunza, J., Frías-Espericueta, M., Escobar-Sánchez, O. & Guzmán-Rendón, J. 2016. Mercury in the blue marlín (*Makaira nigricans*) from the southern Gulf California: Tissue distribution and inter-annual variation (2005-2012). DOI 10.1007/s00128-016-1962-9.
- Watanabe, I., Shinomiya, M., Kunito, T., Tanabe, S., Kubodera, T., 2002. Trace element accumulation in deep sea organisms from Suruga Bay and off Tohoku in the western North Pacific, Japan. *Geochemistry.* 36:179-189.
- Weber, D.N., and Dingel, W.N. 1997. Alterations in neurobehavioral responses in fishes exposed to lead and lead-chelating agents. *Am. Zool.* 37:354–362.
- Weis, J.S., Weis, P. 1995a. Effects of embryonic exposure to methylmercury on larval prey-capture ability in the mummichog, *Fundulus heteroclitus*. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 153–156.
- Weis, J.S., Weis, P. 1995b. Swimming performance and predator avoidance by mummichog (*Fundulus heteroclitus*) larvae after embryonic or larval exposure to methylmercury. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2168–2173.
- Whanger, P.D. 1985. Metabolic interaction of selenium and cadmium, mercury and silver. In: Drpaer, H.H. ed. *Advances in Nutritional Research*, Vol. 7. pp. 221-250. New York: Plenum.
- Wolff, C.A. 1984. Identification and estimation of size from the beaks of eighteen species of cephalopods from the Pacific Ocean. NOAA Tech Rep. NMFS. 17:1-50.
- Wood, C.M. 2012. An introduction to metals in fish physiology and toxicology: basic principles, in: Wood, C.M., Farrell, A.P., Brauner, C.J. (Eds.). *Fish Physiology. Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*. Academic Press, Inc., San Diego, pp. 1-51.

- Yamashita, Y., Omura, Y., Okazaki, E. 2005. Total mercury and methylmercury levels in commercially important fishes in Japan. *Fish. Sci.* 71:1029–1035.
- Yang, D-Y., Chen, Y-W., Gunn, J.M., Belzile, N. 2008. Selenium and mercury in organisms: interactions and mechanisms. *Environmental Reviews* 16:71-92.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*, 3er edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.