



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**BIOMAGNIFICACIÓN E IMPACTO DE
ELEMENTOS ESENCIALES (Cu y Zn) Y
TÓXICOS (Pb y Cd) EN LA CONDICIÓN DE
SALUD DE LA CABRILLA SARDINERA
Mycteroperca rosacea EN SANTA ROSALÍA,
BCS, MÉXICO**

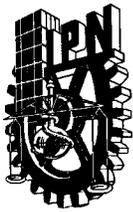
TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS**

PRESENTA

MARINA SOLEDAD IRIGOYEN ARREDONDO

LA PAZ, B.C.S., JUNIO DEL 2018



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 06 del mes de Junio del 2018 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

“BIOMAGNIFICACIÓN E IMPACTO DE ELEMENTOS ESENCIALES (Cu y Zn) Y TÓXICOS (Pb y Cd) EN LA CONDICIÓN DE SALUD DE LA CABRILLA SARDINERA *Mycteroperca rosacea* EN SANTA ROSALÍA, BCS, MÉXICO”

Presentada por el alumno:

IRIGOYEN

Apellido paterno

ARREDONDO

materno

MARINA SOLEDAD

nombre(s)

Con registro:

B	1	4	0	0	8	0
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

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

LA COMISION REVISORA

Directores de Tesis

DR. LEONARDO ANDRÉS ABETIA CÁRDENAS
Director de Tesis

DR. OFELIA ESCOBAR SÁNCHEZ
2a. Directora de Tesis

DRA. BERTHA PATRICIA CEBALLOS VÁZQUEZ

DR. XCHEL GABRIEL MORENO SÁNCHEZ

DR. SERGIO FRANCISCO MARTÍNEZ DÍAZ

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO



I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 14 del mes de Junio del año 2018

El (la) que suscribe M en C. MARINA SOLEDAD IRIGOYEN ARREDONDO Alumno (a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro B140080 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

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

DR. LEONARDO ANDRÉS ABITIA CÁRDENAS y DRA. OFELIA ESCOBAR SÁNCHEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"BIOMAGNIFICACIÓN E IMPACTO DE ELEMENTOS ESENCIALES (Cu y Zn) Y TÓXICOS (Pb y Cd) EN LA

CONDICIÓN DE SALUD DE LA CABRILLA SARDINERA *Mycteroperca rosacea* EN SANTA ROSALÍA, BCS, MÉXICO"

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

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: marina.irigoyen@gmail.com - laabitia@gmail.com - escobars.ofelia@gmail.com

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

M en C. MARINA SOLEDAD IRIGOYEN ARREDONDO

Nombre y firma del alumno

ÍNDICE	PÁGINA
LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABLAS.....	iii
GLOSARIO	vi
LISTA DE ACRÓNIMOS	vi
RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
6. INTRODUCCIÓN	1
6. ANTECEDENTES	5
6. JUSTIFICACIÓN	12
6. HIPÓTESIS	13
6. OBJETIVOS	14
5.1. Objetivo general	14
6. MATERIALES Y MÉTODOS	15
6.1. Área de estudio	15
6.2. Trabajo de campo	16
6.3. Trabajo de laboratorio	18
6.3.1. Alteraciones fisiológicas: Anomalías en el hígado	18
6.3.2. Metales pesados en tejidos.....	21
6.3.2.1. Homogenización de las muestras	21
6.3.2.2. Digestión de las muestras	22
6.3.2.3. Determinación de Cu, Pb, Cd y Zn.....	23
6.3.3. Evaluación toxicológica: beneficio o riesgo de salud para <i>M. rosacea</i> y población humana.....	24
6.3.3.1. Biomagnificación.....	24
6.3.3.2. Riesgo o beneficio a la salud	25
6.4. Análisis estadísticos.....	27
7. RESULTADOS	30
7.1. Análisis de la información en general.....	30
7.2. Validación del método	32
7.3. BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS	33
7.3.1. Concentraciones de metales pesados (MP) total en tejido muscular e hígado	33
7.3.2. Relación MP y sus variaciones	34

7.3.2.1. Relación MP entre la talla y variaciones en músculo e hígado.	34
7.3.2.2. Relación MP respecto al sexo y sus variaciones en talla, época, años y temperatura.....	37
7.3.2.2.1. Relación MP por sexos en épocas climáticas	43
7.3.2.2.2. Relación MP por tallas/sexo durante épocas climáticas....	45
7.3.2.2.3. Relación MP sexos respecto al año	49
7.3.2.2.4. Relación MP respecto a la temperatura	53
7.3.3. Relación MP y proporción sexual de los organismos.....	55
7.3.4. Relación MP y ciclo reproductivo	56
7.3.4.1. Relación MP e índices morfofisiológicos	59
7.3.5. Alteraciones histopatológicas en el hígado	62
8. BIOMAGNIFICACIÓN	69
8.1. Evaluación toxicológica: Beneficio o riesgo para la población y el organismo	77
9. DISCUSIÓN	82
9.1. Bioacumulación de metales pesados (MP) en músculo e hígado	82
9.2. Relación MP respecto al sexo y sus variaciones en talla, época, años y temperatura.....	86
9.3. Relación MP y ciclo reproductivo	93
9.4. Relación MP y lesiones histopatológicas en el hígado	97
9.5. Biomagnificación de metales pesados.....	101
9.6. Evaluación toxicológica y Coeficiente de riesgo para salud humana.....	105
10. CONCLUSIONES	107
11. RECOMENDACIONES	109
12. BIBLIOGRAFÍA	110
13. ANEXOS	120

Figura 1. Ubicación geográfica del puerto de Santa Rosalía, BCS, México 16

Figura 2. Especies presas principales de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*; 1. *Nyctiphanes simplex*, 2. *Sardinops sagax*, 3. *Microlepidotus inornatus* y 4. *Stegastes rectifraenum* 25

Figura 3. Clasificación de tallas y concentraciones promedio (\pm DE) de Cu, Zn, Cd y Pb en músculo de cabrilla sardinera, en Santa Rosalía BCS, México36

Figura 4. Concentraciones promedio (\pm DE) de Cu, Zn, Cd y Pb en músculo de cabrilla sardinera por categorías: Hembras (H), Machos (M) y Hermafroditas (HM), en Santa Rosalía BCS, México.40

Figura 5. Concentraciones promedio (\pm DE) de Cu, Zn, Cd y Pb en músculo e hígado de cabrilla sardinera por sexos Hembras (H) y Machos (M), en Santa Rosalía BCS, México.....43

Figura 6. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb de sexos por épocas: a) Cálida; b) Fría, en el músculo de cabrilla sardinera, en Santa Rosalía BCS, México.44

Figura 7. Niveles promedio (\pm) de a) Cu, Zn. b) Cd y Pb por clasificación de sexo por tallas: **ChHem**: hembras-chicas, **ChMach**: machos-chicos, **MedHem**: hembras-medianas, **MedMach**: machos-medianos, **MedHerm**: hermafroditas-medianos, **GraHem**: hembras-grandes y **GraMach**: machos-grandes en la época cálida de la cabrilla sardinera *Mycteroperca roscea*, en Santa Rosalía BCS, México.....46

Figura 8. Niveles promedio (\pm) Cu, Zn, Cd y Pb por clasificación de sexo por tallas: **ChHem**: hembras-chicas, **ChMach**: machos-chicos, **MedHem**: hembras-medianas, **MedMach**: machos-medianos, **MedHerm**: hermafroditas-medianos, **GraHem**: hembras-grandes y **GraMach**: machos-grandes en la época fría de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, en Santa Rosalía BCS, México.48

Figura 9. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb por año de muestreo de la cabrilla sardinera *Mycteroperca roscea*, en Santa Rosalía BCS, México.50

Figura 10. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb por la clasificación de sexos y año de muestreo: a) **2014** y b) **2015** de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, en Santa Rosalía BCS, México.52

Figura 11. Niveles promedio (\pm) de: a) Cu, b) Zn, c) Cd y d) Pb y temperatura por meses de muestreo de la cabrilla sardinera, en Santa Rosalía BCS, México54

Figura 12. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb e IGS (tomado y modificado de Pérez-Olivas, 2016) durante los meses de muestreo de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, en Santa Rosalía BCS, México.59

Figura 13. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb e IHS (tomado y modificado de Pérez-Olivas, 2016) durante los meses de muestreo de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, en Santa Rosalía BCS, México.60

Figura 14. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb y FC (tomado y modificado de Pérez-Olivas, 2016) durante los meses de muestreo de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca roscea</i> , en Santa Rosalía BCS, México.....	61
Figura 15. Porcentaje de las alteraciones histopatológicas en el tejido hepático de la cabrilla sardinera <i>M. rosacea</i> ; a) Leves y b) Graves en Santa Rosalía, BCS....	64
Figura 16. Concentraciones ($\mu\text{g/g p. h.}$) de Cu, Pb y Hg en el hígado de la cabrilla sardinera <i>M. rosacea</i> ; por sexos; hembras, machos, Ind=indeterminados y HM=hermafroditas en Santa Rosalía, BCS.....	66
Figura 17. Valores del índice del órgano (I_{org}) del hígado de la cabrilla sardinera <i>M. rosacea</i> ; por sexos (H, M) y meses (nov y dic) en Santa Rosalía, BCS.....	68
Figura 18. Concentraciones de metales pesados expresados en $\mu\text{g/g p.h.}$ en las principales especies presas en la dieta de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía, BCS, México... ..	70
Figura 19. Coeficiente de riesgo a la salud humana (THQ) para cada metal pesado, establecido por consumo de cabrilla sardinera para la población en Santa Rosalía BCS, México.....	81

LISTA DE TABLAS

PÁGINA

Tabla 1. Valores promedios de temperaturas (°C) por meses de muestreo de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía BCS.....	18
Tabla 2. Prevalencia de lesiones histopatológicas en el hígado de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i>	20
Tabla 3. Clasificación de las alteraciones en el hígado de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> . Utilizando los criterios de Bernet <i>et al.</i> (1999).....	21
Tabla 4. Valores de la Ingesta Dietética Recomendada (RDA), estimados como seguros y adecuados para la población sana.	27
Tabla 5. Parámetros y valores utilizados para la fórmula del THQ para cada metal pesado.	28
Tabla 6. Periodo de muestreo por meses y épocas climáticas de cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , en Santa Rosalía BCS, México.....	31
Tabla 7. Medidas biométricas (\pm DE) por categorías de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía BCS, México.....	32
Tabla 8. Valores obtenidos y porcentajes de recuperación de Cu, Zn, Cd y Pb en los materiales de referencia para músculo e hígado.	32
Tabla 9. Concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) en el músculo e hígado de cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , expresados en peso húmedo (p. h) en Santa Rosalía, BCS, México.....	33
Tabla 10. Valores de los coeficientes de la regresión lineal por variaciones respecto a la talla, sexo y épocas climáticas en el músculo de cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , en Santa Rosalía, BCS, México.	35
Tabla 11. Concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) por tallas; chicos, medianos y grandes en el músculo e hígado de cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , en Santa Rosalía, BCS, México.	37
Tabla 12. Concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) en el músculo e hígado por sexos de cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , expresados en peso húmedo (p. h) en Santa Rosalía, BCS, México.....	38
Tabla 13. Concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) en el músculo e hígado por sexos de cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , expresados en peso húmedo (p. h.) en Santa Rosalía, BCS, México.....	42
Tabla 14. Número de organismos por sexos, incluyendo años de muestreo, concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) en el músculo de cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , expresados en peso húmedo (p. h).	49
Tabla 15. Relación metales pesados (promedio \pm DE) y proporción de sexos por meses de muestreo de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , en Santa Rosalía, BCS, México.	55

Tabla 16. Relación metales pesados (promedio \pm DE) y los estadios de madurez gonadal de hembras de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , en Santa Rosalía, BCS, México.	57
Tabla 17. Relación metales pesados (promedio \pm DE) y estadios de madurez gonadal en machos de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> , en Santa Rosalía, BCS, México.	58
Tabla 18. Frecuencia de las alteraciones histopatológicas en hígado de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía, BCS..	62
Tabla 19. Frecuencia de las alteraciones histopatológicas en hígado de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en noviembre y diciembre en Santa Rosalía, BCS	63
Tabla 20. Porcentaje de las alteraciones histopatológicas en el hígado de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> por sexos: H (hembras), M (machos), IND (indeterminados) en noviembre procedentes de Santa Rosalía, BCS..	66
Tabla 21. Porcentaje de las alteraciones histopatológicas en el hígado de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> por sexos: H (hembras), M (machos), IND (indeterminados), HM (hermafroditas) en diciembre procedentes de Santa Rosalía, BCS.....	67
Tabla 22. Valores del Modelo Lineal Generalizado (GML) para la relación del I_{org} y sus variaciones por talla, sexo y para cada metal pesado en el hígado de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía, BCS..	69
Tabla 23. Concentraciones de metales pesados expresados en $\mu\text{g/g}$ p.h. en las principales especies presas en la dieta de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía, BCS, México.	70
Tabla 24. Factor de biomagnificación (FB) utilizando la fórmula de Gray, (2002) con la modificación propuesta por Escobar-Sánchez <i>et al.</i> (2011) y los valores de importancia %IIR y %P en la dieta de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> tomados de Pérez-Rojo (2016)	73
Tabla 25. Factor de biomagnificación (FB) utilizando la modificación propuesta por Escobar-Sánchez <i>et al.</i> (2011) y los valores de importancia %PSIRI y %WPSIRI en la dieta de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> tomados de Pérez-Rojo (2016).....	74
Tabla 26. Factor de biomagnificación (FB) utilizando los valores de %IIR y %W en la dieta de las hembras de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> tomados de Pérez-Rojo (2016)	74
Tabla 27. Factor de biomagnificación (FB) utilizando los valores de %PSIRI y %WPSIRI en la dieta de las hembras de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> tomados de Pérez-Rojo (2016)	75
Tabla 28. Factor de biomagnificación (FB) utilizando la modificación propuesta por Escobar-Sánchez <i>et al.</i> (2011) y los valores de importancia %IIR y %W en la dieta	

de los machos de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> tomados de Pérez-Rojo (2016).....	75
Tabla 29. Factor de biomagnificación (FB) utilizando los valores del %PSIRI y %WPSIRI en la dieta de los machos de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> tomados de Pérez-Rojo (2016)	76
Tabla 30. Factor de biomagnificación (FB) utilizando los valores de la frecuencia de aparición en ambos índices (%IRI y %PSIRI) en la dieta general de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> tomados de Pérez-Rojo (2016)	76
Tabla 31. Consumo máximo de filete (músculo) a la semana de Cu, Zn, Cd y Pb (CMS) considerando pesos promedios para grupos de la población a nivel mundial de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía BCS, México ...	77
Tabla 32. Consumo máximo de filete (músculo) a la semana de Cu, Zn, Cd y Pb (CMS), considerando pesos promedios para grupos de la población mexicana de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía BCS, México.....	79
Tabla 33. Recomendación máxima de elementos esenciales Cu y Zn al día para grupos de la población mexicana de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía, BCS, México	79
Tabla 34. Recomendación de consumo de filete (músculo) a la semana de Cu, Zn, Cd y Pb (CMS), considerando la clasificación de tallas de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía BCS, México.....	79
Tabla 35. Recomendación de consumo filete (músculo) de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> considerando épocas climáticas en Santa Rosalía BCS, México.....	80
Tabla 36. Ingesta Diaria de Minerales (%DMI) por cada 100 g de filete (músculo) de la cabrilla sardinera <i>Mycteroperca rosacea</i> en Santa Rosalía BCS	80

GLOSARIO

Bioacumulación: Proceso en el cual existe un incremento en los niveles tóxicos de un organismo a través del tiempo en comparación con los niveles del medio acuático (Yarsan y Yipel, 2013).

Biodisponible: Facilidad con la que se transfiere una sustancia química o una mezcla de sustancias desde el medio acuático en un lugar determinado dentro del organismo (Di Giulio y Hinton, 2008).

Biomarcadores: Respuesta biológica a nivel celular, molecular o fisiológico que indican la magnitud del daño que causan los contaminantes y las respuestas de los organismos (Van der Oost *et al.*, 2003).

Biomagnificación: Incremento en la concentración de las sustancias químicas en la cadena alimenticia (no en el organismo) (Gray, 2002).

Destoxificación: Neutralización del poder tóxico de ciertos cuerpos por su combinación con otras sustancias: la desintoxicación puede conseguirse, in vitro o in vivo por la acción de ciertos órganos (hígado) (Adeyemo *et al.*, 2010).

Ecosistema marino: Conjunto de comunidades biológicas marinas que interactúan con el ambiente físico y químico con ecosistemas adyacentes (Ivanina y Sokolova, 2015).

Ecotoxicología: Estudio de los efectos que los contaminantes químicos ejercen negativamente sobre la biota (Di Giulio y Hinton, 2008).

Histopatología: Rama de la Patología que permite evaluar y diagnosticar anomalías en tejidos u órganos y asociar la sintomatología y/o causas postmortem. (Bernet *et al.*, 1999).

Metales pesados: Elementos que son potencialmente tóxicos e implican deterioros en las principales funciones metabólicas de los organismos incluso en bajas concentraciones (Zeitoun y Mehana, 2014).

LISTA DE ACRÓNIMOS

BLD Bajo Limite de Detección

DMI Daily Mineral Intake (Ingesta Diaria de Minerales)

EPA Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental)

THQ Target Hazard Quotient

TIST Tasa de Ingesta Semanal Tolerable

RDA Recommended Daily Allowances (Recomendación diaria permitida)

UK-EEA United Kingdom (Reino Unido, Unión Europea)

WHO World Health Organization

RESUMEN

Los metales pesados (MP) se bioacumulan en los tejidos y órganos de los organismos marinos, transfiriéndose en la cadena trófica y representando un riesgo de salud tanto para los peces como para el hombre. Paradójicamente, algunos MP son esenciales en bajas concentraciones en el metabolismo de los peces. En la presente investigación se determinaron las concentraciones de elementos esenciales (Cu y Zn) y no esenciales (Cd y Pb) en músculo, hígado y presas de 248 organismos de la cabrilla sardinera, capturados de marzo del 2014 a mayo del 2015 en Santa Rosalía, BCS, México. Los resultados presentados en peso húmedo, indican niveles elevados de MP hasta 10 veces más en el tejido muscular (Cu: 11.61 ± 34.3 $\mu\text{g/g}$, Cd: 0.06 ± 0.1 $\mu\text{g/g}$, Pb: 0.98 ± 1.5 $\mu\text{g/g}$, Zn: 377.33 ± 1389.9 $\mu\text{g/g}$) que en el hígado (Cu: 1.9 ± 3.9 $\mu\text{g/g}$, Pb: 0.2 ± 0.4 $\mu\text{g/g}$). Los machos presentaron valores altos de Cu (13.64 ± 33.6 $\mu\text{g/g}$), Zn (433.8 ± 1627.5 $\mu\text{g/g}$) y Cd (0.08 ± 0.2 $\mu\text{g/g}$), mientras que las hembras de Pb (1.06 ± 1.7 $\mu\text{g/g}$). Estos valores se encuentran en el límite de los permitidos para Pb (1.0 $\mu\text{g/g}$), y por debajo de la norma mexicana para Cd (0.5 $\mu\text{g/g}$). Al comparar los MP y sus variaciones (sexos, temporadas y tallas) no hubo diferencias significativas en músculo ($P > 0.05$) pero si en tejido hepático por sexos ($p < 0.05$). Los niveles de MP fueron de 2 a 3 veces más elevados en el 2015 respecto al 2014. De las etapas reproductivas, los porcentajes altos de la atresia folicular (hembras) y reabsorción (machos) coincidieron con altos niveles de Pb (1.0 – 2.0 $\mu\text{g/g}$) y Cd (0.2 – 0.4 $\mu\text{g/g}$). El 82% de los hígados analizados presentaron lipidosis y el 70% necrosis. A medida que incrementaron las lesiones graves en diciembre se registraron altas concentraciones de Cu. El índice del órgano (I_{org}) evidenció un 30% del total de daños al hígado. Los machos son menos susceptibles de tener lesiones en el hígado ($p < 0.05$). El eufáusido *Nyctiphanes simplex* fue la presa que transfirió los mayores niveles de MP a la cabrilla sardinera. La evaluación toxicológica y de beneficio a la salud indicó que la carne de cabrilla no representa ningún peligro para su consumo y, por el contrario, representa un beneficio de salud por la elevada cantidad de Cu y Zn.

Palabras clave: Ephinephelidae, metales tóxicos, lesiones histopatológicas, transferencia trófica, coeficiente de riesgo.

ABSTRACT

Heavy metals (MP) may be bioaccumulate in the tissues and organs of marine organisms, transferring in the trophic chain and representing a health risk for both fish and humans. Usually, some MPs are essential in low concentrations in the metabolism of fish. In this investigation were determined the concentrations of essential elements (Cu and Zn) and non-essential (Cd and Pb) in muscle, liver and preys of 248 organisms of the Leopard grouper, captured from March 2014 to May 2015 in Santa Rosalía, BCS, Mexico. The results presented in wet weight indicated high levels of MP up to 10 times more in muscle tissue (Cu: $11.61 \pm 34.3 \mu\text{g} / \text{g}$, Cd: $0.06 \pm 0.1 \mu\text{g} / \text{g}$, Pb: $0.98 \pm 1.5 \mu\text{g} / \text{g}$, Zn: $377.33 \pm 1389.9 \mu\text{g} / \text{g}$) than in liver (Cu: $1.9 \pm 3.9 \mu\text{g} / \text{g}$, Pb: $0.2 \pm 0.4 \mu\text{g} / \text{g}$). The males presented high scores of Cu ($13.64 \pm 33.6 \mu\text{g} / \text{g}$), Zn ($433.8 \pm 1627.5 \mu\text{g} / \text{g}$) and Cd ($0.08 \pm 0.2 \mu\text{g} / \text{g}$), while females of Pb ($1.06 \pm 1.7 \mu\text{g} / \text{g}$). These values are within the limit of those allowed for Pb ($1.0 \mu\text{g} / \text{g}$), and below of the Mexican standards for Cd ($0.5 \mu\text{g} / \text{g}$). When comparing MP and its variations (sexes, seasons and sizes) there were no significant differences in muscle ($P > 0.05$) but in liver tissue by sex ($p < 0.05$). MP levels were 2 to 3 times higher in 2015 compared to 2014. Of the reproductive stages, the high percentages of follicular atresia (females) and reabsorption (males) coincided with high levels of Pb ($1.0 - 2.0 \mu\text{g} / \text{g}$) and Cd ($0.2 - 0.4 \mu\text{g} / \text{g}$). 82% of the livers analyzed showed lipidosis and 70% necrosis. As the serious injuries increased in December, high Cu concentrations were registered. The organ index (Iorg) showed 30% of the total liver damage. Males are less susceptible to liver damage ($p < 0.05$). The euphausiid *Nyctiphanes simplex* was the prey that transferred the highest levels of MP to the Leopard grouper. The toxicological evaluation and the benefit to health indicated that the meat of goat does not represent any danger for its consumption and, on the contrary, represents a health benefit due to the high amount of Cu and Zn.

Key words: Ephinephelidae, toxic metals, histopathological lesions, trophic transfer, risk coefficient.

1. INTRODUCCIÓN

A partir de la revolución industrial, los ecosistemas marinos han sido impactados negativamente con desechos sólidos, líquidos y gaseosos; y aunque existen emisiones naturales de metales pesados (MP) a la atmósfera, son las actividades antropogénicas las catalogadas como prioritarias a nivel mundial (Shumillin *et al.*, 2000; Almeida y Oliveira, 2013; Van der Oost *et al.*, 2013; Wehncke *et al.*, 2014).

Paradójicamente, ciertos metales como el cobre (Cu), zinc (Zn) y manganeso (Mn) son esenciales para las funciones fisiológicas de los peces (Baby *et al.*, 2010); lo contrario sucede con el mercurio (Hg), plomo (Pb) y cadmio (Cd) que no poseen ninguna función necesaria en los organismos ni en el medio ambiente por lo que se consideran como elementos no esenciales y dada su capacidad de persistencia ante los procesos de biodegradación, no desaparecen del medio acuático solo se combinan con otros elementos, dando a formas más tóxicas de los elementos (Gray, 2002). Sin embargo, sean esenciales o no, una vez que los MP ingresan al medio marino, cierta fracción queda suspendida en la columna de agua, se disuelve y deposita en el sedimento, mientras otra parte queda biodisponible y es asimilada por los organismos marinos (Yarsan y Yipel, 2013).

Los MP presentan distintos patrones de bioacumulación en los órganos de los peces (Afshan *et al.*, 2014), comúnmente ingresan mediante tres vías: respiración (branquias), dermis y alimentación (Atchinson *et al.*, 1987; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014; Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.*, 2015). La absorción de MP en la piel (dermis) y branquias es debido al constante intercambio tanto en la respiración como excreción a través del agua, en la que los MP suspendidos en el agua entran en contacto con estas vías, de las cuales ha ocasionado anomalías en la coloración de la piel de los peces y la mayoría de los estudios que documentan estos casos corresponden principalmente a peces planos (Pleuronectiformes) (Barton, 2010) y a teleosteos de vida libre (Evangelista-Leal *et al.*, 2013; Irigoyen-Arredondo *et al.*, 2017). Las branquias son los tejidos más utilizados en experimentos de laboratorio para monitorear principalmente la calidad

del agua en la piscicultura, en donde se ha reportado, en presencia de MP, una mortalidad cercana al 50% de los peces, así como alteraciones funcionales en el órgano (El-Monselhy *et al.*, 2014; Huancaré-Pusari, 2014; Authman *et al.*, 2012, 2015).

Una de las fuentes más significativas de absorción y acceso hacia los organismos, en comparación con el agua o sedimento (Dallinger *et al.*, 1987), es el alimento como mecanismo de transferencia de MP (Barwick y Maher, 2003; Molina *et al.*, 2012), ya que puede propiciar dos procesos: bioacumulación y biomagnificación (Gray, 2002; Cardwell *et al.*, 2013). Entre los elementos que tienen una alta afinidad de acumularse en órganos grasos como riñón, gónada e hígado, se encuentran el Hg, Cu, Pb, Cd y Zn, siendo el tejido hepático en el que se concentran los mayores niveles de elementos tóxicos (50-70%) en comparación con otros tejidos (Zeitoun y Mehana, 2014; Younis *et al.*, 2015).

Aunque el Zn y el Cu son elementos esenciales también presentan patrones de acumulación específicos en los órganos, el Cu tiene una alta afinidad por el hígado, mientras que el Zn se concentra mayormente en las gónadas, estos órganos son indispensables en el metabolismo, sin embargo, si exceden el umbral de tolerancia en los peces, afectan el saco vitelino, causa infertilidad e inhibe la movilidad de los espermatozoides y el éxito reproductivo (El-Greisy y El-Gamal, 2015).

Los estudios ecotoxicológicos de peces se han empleado como herramientas que integran y ayudan a evaluar la condición de salud de los peces, así como para establecer las causas de enfermedad por la presencia de algún tóxico (Scott y Sloman, 2004), sin embargo, la mayoría de las publicaciones se han enfocado al análisis del tejido muscular, sin considerar a otros órganos de vital importancia como el hígado (Akan *et al.*, 2012; El-Monselhy *et al.*, 2014), el cual es el responsable de metabolizar y detoxificar todas las sustancias (esenciales y no esenciales), por lo que es muy sensible a cualquier tóxico si se presenta una alta tendencia bioacumulativa que puede desencadenar daños morfológicos, estructurales y funcionales (Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.*, 2015; El-Greisy y El-Gamal, 2015; Ivanina y Sokolova, 2015; Jitar *et al.*, 2015; Sabullah *et al.*, 2015). Por ello, el

hígado es el órgano diana utilizado ampliamente en la histopatología convencional cuando se buscan respuestas biológicas para evaluar los daños celulares y fisiológicos de peces, ocasionada por los MP (Ivanina y Sokolova, 2015; Sabullah *et al.*, 2015).

Elementos como Cd, Cu y Pb poseen la capacidad de imitar la acción de hormonas importantes para el proceso reproductivo en peces (hormona tiroidea), modificando la producción y función de las hormonas receptoras (hipotálamo, pituitaria, gonadotropina), causando estrés y daño oxidativo en las células (Jeziarska *et al.*, 2009; Aranzazu-Taborda *et al.*, 2012). Debido al aumento paulatino de los MP en órganos vitales y las alteraciones histopatológicas que pueden ocasionar en la morfología, estructura y función del órgano evaluado (Chavan y Muley, 2014), los estudios ecotoxicológicos se constituyen como línea base para el monitoreo de salud de los peces marinos, sobre todo en regiones donde las actividades mineras permanecen activas. A pesar de lo anterior las publicaciones con peces de vida libre son sumamente escasos.

Particularmente, los peces de la familia Ephinephelidae se sitúan como los principales depredadores de ambientes costeros (Craig y Hastings, 2007), ya que debido a su tipo y estrategia alimentaria presentan niveles tróficos elevados (nivel 3), por lo cual tienden a acumular altas concentraciones de MP en distintos órganos (*p.ej.* riñón, hígado y gónada) y algunos MP adquieren el potencial de biomagnificarse en la cadena alimenticia.

Dentro de esta familia Ephinephelidae, una de las especies más importantes en el Golfo de California es la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877), una especie endémica del noroeste de México (Thomson *et al.*, 2000), cuya carne es de alta calidad por lo que es muy apreciada en las pesquerías del Estado de Baja California Sur, alcanzando un alto valor económico por sus precios elevados en el mercado local (\$160-200 M.N por kilo) y nacional (\$37,800.000 M.N anuales aproximadamente), estimándose una captura anual de 5,000 toneladas para el Golfo de California (CONAPESCA, 2014). Debido a la distribución restringida y alto valor económico, esta especie se encuentra catalogada como "Vulnerable" y ha sido incluida dentro de la Lista Roja de especies amenazadas de la Unión

Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Craig y Sadovy, 2008; IUCN, 2016).

A pesar de la importancia ecológica y económica, no existen estudios de monitoreo de salud de la cabrilla sardinera, por lo que el objetivo del presente estudio fue evaluar el impacto de la bioacumulación de MP en músculo e hígado y lesiones histopatológicas en el hígado en la cabrilla sardinera procedentes del puerto de Santa Rosalía, Baja California Sur, México. Por lo que se constituye como el primer estudio integrativo incluyendo procesos de bioacumulación (órganos), biomagnificación (alimentación/presas) y patológico (hígado).

2. ANTECEDENTES

Debido al impacto de los MP y en particular, de sus efectos sobre los peces de importancia comercial, los estudios ecotoxicológicos se han convertido en un tema de prioridad a nivel mundial (Jakimska *et al.*, 2011; Authman *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2017), abordándose su estudio a partir de los siguientes enfoques:

- a) En condiciones experimentales de laboratorio para evaluar la interacción directa y las vías de absorción en peces (Atchinson *et al.*, 1987; Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.*, 2015).
- b) Patrones de la bioacumulación entre tejidos y órganos (Jezierska y Witeska, 2006; Akan *et al.*, 2012; El-Monselhy *et al.*, 2014).
- c) Biomarcadores: alteraciones fisiológicas (Goksor *et al.*, 2003; Scott y Sloman, 2004; Moiseenko, 2010); haciendo hincapié en estudios integrales para evaluar el nivel de daño de los MP y buscando respuestas biológicas (reproducción, crecimiento, comportamiento, etc.) y patológicas (histopatología en hígado).

Es pertinente señalar que existen trabajos efectuados en otras latitudes que son fundamentales, por ser investigaciones en donde se han implementado la evaluación y efecto de los MP en la salud de los peces, por lo que se constituyen como antecedentes de suma relevancia para la presente investigación.

Estudios experimentales han evidenciado en el salmónido *Coregonus lavaretus* cambios en su población, que van desde la reducción del crecimiento, variabilidad en la maduración sexual (mayor a la talla sugerida) y del desove, los cuales han sido atribuidos al incremento de las tasas metabólicas y a la reasignación de energía para proveer el buen mecanismo de desintoxicación de MP (Moiseenko, 2002; Moiseenko, 2010; Ivanina y Sokolova, 2015).

Rowe (2003), en un estudio a largo plazo (347 días), analizó el crecimiento del pez ciprinodóntido, *Cyprinodon variegatus*, a partir de la separación de dos grupos que fueron confinados en dos estanques (control y contaminado). Sus resultados señalaron que hembras y machos del depósito contaminado obtuvieron

tallas menores que los peces del grupo control. Lo anterior implica la reasignación de energía utilizada para mantener la homeostasis del organismo, lo que trae como consecuencia la afectación de las actividades esenciales como el crecimiento y la reproducción (Ivanina y Sokolova, 2015).

Moiseenko (2002, 2010) e Ivanina y Sokolova (2015) sugirieron que el impacto de los MP afecta de igual o mayor magnitud que la presión que ejercen las pesquerías en peces de vida libre y podrían causar modificaciones en la estructura poblacional como en el reclutamiento.

Los MP como el Cd, Pb, Cu, Hg y Zn también pueden bioacumularse en las gónadas y causar graves efectos como la reducción del éxito reproductivo ocasionando disrupción endócrina, es decir, los MP tienen la habilidad de imitar hormonas importantes como la tiroidea, alterar el patrón de síntesis y metabolismo hormonal, ocasionando estrés en los peces y daño oxidativo en las células (Goksor *et al.*, 2003; Jezierska *et al.*, 2009; Aranzazu-Taborda *et al.*, 2012).

Las alteraciones al sistema reproductivo han sido reportadas en diferentes especies de peces en condiciones de laboratorio como la perca del río *Perca fluviatilis* (Ellenberger *et al.*, 1994), peces cipriniformes, *Catostomus commersoni* (Miller, 1992), tilapias (*Oreochromis mossambicus* y *O. aureus*) (Allen, 1995; Pelgrom *et al.*, 1995), entre otros (Jezierska y Slominska, 1997; Sarnowska *et al.*, 1997). Otros estudios han reportado efectos teratogénicos y mutagénicos con embriones de peces durante la organogénesis (*p.ej.* ciclopía, acefalia, afectaciones cardiovasculares, deformación de la notocorda y anomalías en el saco vitelino) (Frayse *et al.*, 2006; Jezierska *et al.*, 2009; El-Greisy y El-Gamal, 2015).

El hígado es el órgano que concentra entre el 50-70% de MP en comparación con otras vísceras (Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.*, 2015; Sabullah *et al.*, 2015). En varios estudios el Cd, Cr, Pb, Cu, Zn y Hg han sido reportados por ocasionar deterioros morfológicos y funcionales (*p.ej.* congestión de los vasos sanguíneos, cirrosis hepática, necrosis) (Sabullah *et al.*, 2015) en diferentes especies de tilapias (Figueiredo-Fernandes *et al.*, 2007; Authman *et al.*, 2012; Akan *et al.*, 2012; Chavan y Muley, 2014), de carpas (Cavas *et al.*, 2005) y de peces gato (Akan *et al.*, 2012; Authman *et al.*, 2013). Estas lesiones provocan degeneración

celular en el hígado y estrés oxidativo de la célula (muerte celular) (Authman *et al.*, 2015).

A estas lesiones se le atribuye a la acción vinculada entre los MP, así como el impacto en otros tejidos u órganos como las branquias, gónada, riñón, etc. A pesar de ser un tema con prioridad a nivel mundial, en México, aún y cuando son numerosas las fuentes antropogénicas que contaminan la región costera del Noroeste Mexicano (*p.ej.* pesquerías, acuacultura, industrias mineras, desarrollo urbano y descargas de aguas residuales) (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014), los estudios de MP e histopatológica se han realizado de manera aislada.

En este sentido, de los MP, el Hg, Pb y Cd son los elementos más estudiados en el Noroeste de México y se han realizado evaluaciones ecotoxicológicas para moluscos (Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas, 1990; Páez-Osuna *et al.*, 1993a,b; Méndez *et al.*, 2006; Frías-Espericueta *et al.*, 2010; Romo-Piñera *et al.*, 2018), cefalópodos (Roldan-Wong *et al.*, 2017), mamíferos marinos (De Luna y Rosales-Hoz, 2004), tortugas marinas (Ley-Quiñonez *et al.*, 2011), peces (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2008, 2010, 2011 a, b), tiburones y rayas (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014; Escobar-Sánchez *et al.*, 2016; Murillo-Cisneros *et al.*, 2018).

En cuanto a estudios que abordan la bioacumulación en epinephelidos procedentes del Golfo de México, se encuentra el realizado por Tremain y Adams (2012), quienes determinaron la concentración de Hg en el músculo de cinco especies; *Mycteroperca bonaci*, *M. microlepis*, *M. phenax*, *Epinephelus morio* y *Diplectrum formosum* del área de Florida, EE. UU. En el estudio se concluyó que los valores más altos de Hg las obtuvieron *M. bonaci* (1.06 µg/g), *M. microlepis* (0.40 µg/g) y *M. phenax* (0.24 µg/g), especies carnívoras e ictiófagas, mientras que *Epinephelus morio* (0.17 µg/g) y *Diplectrum formosum* (0.09 µg/g) que se alimentan principalmente de invertebrados obtuvieron valores menores. Para el género *Mycteroperca* se reportó una relación positiva del Hg a medida que incrementaba en tamaño (longitud total), edad (años) y nivel trófico. Asimismo, los autores sugirieron que el Hg es subletal (0.5-1.2 mg/kg) en la salud de los peces, ocasionándoles daño a nivel celular y tejidos, así como retraso en el éxito reproductivo.

Rodríguez-Amador *et al.* (2012), analizaron las concentraciones de Pb, Cd, Cr y Mn en el agua de la Laguna Tres Palos en Guerrero, México y en branquias, piel, músculo y agua del pez *Dormitator latifrons*. De los MP analizados, el Pb registró los niveles más altos en músculo (9.61 µg/g), mientras que el Cr y Mn fueron más altos en el resto de los tejidos, el Cd estuvo por debajo del límite de detección en el tejido muscular. Los resultados indicaron que las concentraciones se encontraron por arriba de los límites permisibles por las normas oficiales, sin embargo, los autores no evaluaron si el consumo de los peces representaba un riesgo sanitario para la población ni para los propios organismos.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2014), realizaron una revisión exhaustiva de las concentraciones de Hg en moluscos, elasmobranquios y peces procedentes de estuarios de Sonora y Sinaloa, México. En su investigación los autores destacaron que, de los peces revisados, los niveles más altos de Hg los registró el pez gato *Galeichthys peruvianus* (1.58 µg/g) y el pargo *Lutjanus colorado* (0.89 µg/g), especies que fueron capturadas en el estuario de Altata-Ensenada-Pabellón, Sinaloa. Las diferencias encontradas en este estuario con respecto a los demás, se atribuyeron al elevado impacto antropogénico derivado de la intensa agricultura del estuario Altata-Ensenada-Pabellón y principalmente a los hábitos alimentarios, ya que los peces carnívoros acumulan altas concentraciones en comparación con especies de otras categorías tróficas.

Lira-Lerma (2018, tesis en proceso), analizó la biomagnificación y la relación Hg-Se de los mismos individuos del presente estudio y encontró que la cabrilla sardinera no presentó elevadas concentraciones de Hg ($0.03 \mu\text{g g}^{-1} \pm 0.02$), además concluye que el consumo de *M. rosacea* no representa ningún riesgo para la población.

Los MP sean esenciales o no, actúan paralelamente potenciando su toxicidad, en este sentido, en todos los estudios publicados, los autores sugieren que las lesiones derivadas de estos elementos no son causados por un solo elemento en particular, sino se presentan debido al conjunto de interacciones en los órganos afectados, aunado a que en los ecosistemas marinos existen una amplia gama de elementos tóxicos que pueden favorecer su biodisponibilidad y alta

prevalencia en la bioacumulación, asimismo algunos de ellos pueden biomagnificarse en la cadena trófica.

En este contexto, entre los estudios que monitoreen las concentraciones de MP en la cabrilla sardinera se encuentra el elaborado por García-Hernández *et al.* (2007), quienes analizaron las concentraciones de Hg en tiburones, rayas y peces depredadores en el Golfo de California, entre ellos, del género *Mycteroperca* incluyendo la cabrilla sardinera. Dentro de sus resultados evidenciaron que no existe correlación positiva entre la talla y las concentraciones de Hg, además los niveles en el músculo oscilaron en 0.29-0.40 µg/g en tallas de 73-77 cm de longitud total. Al ser única evidencia de las concentraciones de Hg en *M. rosacea*, los resultados deben tomarse con cautela ya que los autores analizaron solo dos organismos de cabrilla sardinera y no consideraron variaciones por sexo o época climática.

En cuanto a antecedentes que se han generado y que abordan diferentes aspectos de la biología de la cabrilla sardinera se tienen los trabajos sobre hábitos alimentarios de Peláez-Mendoza (1997), quien reportó que la en Bahía de La Paz, al sur de Baja California Sur (BCS), México, la cabrilla sardinera es un depredador oportunista que se alimenta principalmente de peces con preferencia por la sardina (*Harengula thrissina*) y también de crustáceos. También señaló que no se encontraron diferencias significativas en la dieta entre sexos, pero si por épocas climáticas (cálida y fría). Asimismo, Mendoza-Bustamante (2002) determinó la dieta de juveniles (tallas <15 cm longitud total) de la cabrilla sardinera en San Juan de la Costa, BCS, México y encontró que se alimentaron especialmente del camarón *Penaeus stylirostris* y larvas de peces incluyendo *H. thrissina*.

Pérez-Rojo (2016) analizó los hábitos alimentarios de la cabrilla sardinera y sus variaciones en la dieta, determinando que esta especie es un depredador especialista carnívoro que se alimenta principalmente de presas pelágicas costeras como el eufáusido *Nyctiphanes simplex* y la sardina *Sardinops sagax*. También mencionó que las variaciones en la dieta pueden ser explicadas por la diferencia en la disponibilidad y abundancia de alimento, requerimientos energéticos y habilidades de caza.

Navarro-García (2018), analizó el espectro trófico energético de las especies presas más importantes y determinó que la sardina (*S. sagax*) fue la de mayor contenido de energía (4.974,35 Kcal/g), sin embargo, al considerar la biomasa total registrada en el espectro trófico, *Microlepidotus inornatus* fue la presa que más calorías aportó a su dieta (2,415.05 Kcal/g) seguido por *S. sagax* (1,359.89 Kcal/g). Por lo tanto, concluye que *M. rosacea* tiene disponibilidad de alimento, con gran aporte de energía durante todo el año.

En cuanto a la biología reproductiva y crecimiento de *M. rosacea* se cuenta con trabajos realizados en el Golfo de California como el de Díaz-Urbe *et al.* (2001), quienes mencionaron que presentó un crecimiento lento, ya que los organismos de 1 m de longitud total tienen una edad de 21 años. Aburto-Oropeza *et al.* (2008), mencionaron que la cabrilla es una especie catalogada como de primera clase por lo que alcanza precios elevados en el mercado local (100-140 M.N/kg de filete), además es una especie que no presenta hermafroditismo y alcanza la madurez sexual a los 2-3 años de edad (30 cm). Recientemente, con los mismos individuos del presente estudio, Bermejo-Miramontes, (2018, tesis en proceso), reportó que presenta un crecimiento acelerado en sus primeros años de vida (1 a 5 años) y determinó que los individuos de tallas de 21 a 74 cm de longitud total tuvieron edades de 1 a 15 años.

Erisman *et al.* (2008), en su estudio evidenciaron, que los organismos juveniles de cabrilla pasan por una fase de bisexual inmaduro durante el desarrollo gonadal, más no encontraron esta fase en individuos maduros. Sin embargo, Kiewek–Martínez *et al.* (2010), registraron individuos bisexuales en avanzado estado de desarrollo gonadal en condiciones de cautiverio. Por su parte, Estrada-Godínez *et al.* (2011, 2014), con organismos de vida libre clasificaron a 9 individuos como bisexuales inmaduros y a una con evidencia de cambio de sexo. A pesar de esto, los autores concluyen que no son datos suficientes para establecer a la especie como hermafrodita, sólo que puede tener el potencial de cambio de sexo. Recientemente, Pérez-Olivas (2016), en su estudio registró a 11 individuos como hermafroditas, más no son datos suficientes para esclarecer este tipo de reproducción.

Con base en lo anterior, se puede constatar que, a nivel mundial, son numerosos los estudios de MP y el impacto en procesos fisiológicos en peces bajo condiciones experimentales, sin embargo, en México y particularmente el Estado de BCS, la cual es un área con múltiples actividades antropogénicas (agricultura, turismo, carga y transportación marítima, pesca, etc.) incluyendo la industria minera, los peces de vida libre han sido escasamente estudiados. Se debe destacar que, a la fecha no existen estudios que aborden aspectos de contaminación y de salud en la cabrilla sardinera procedentes en la región central del Golfo de California, en particular en el distrito minero de Santa Rosalía BCS, por lo que la presente investigación se constituye como la primera en su tipo.

4.1 JUSTIFICACIÓN

Históricamente, los metales pesados (MP) han tenido graves consecuencias en la salud humana, particularmente en Minamata, Japón (1950 y 1972) con metilmercurio (MeHg) e Irak (1972) con cadmio (Cd) en la que ocasionó la muerte de cientos de personas (Castro-González y Méndez-Armenta, 2008; Huancaré-Pusari, 2014). A partir de estos acontecimientos, los peces teleósteos han recibido una mayor atención a nivel mundial (Authman *et al.*, 2015). En los últimos años, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés) ha recomendado incrementar el consumo de peces, debido a los altos valores nutricionales como la elevada cantidad de proteínas y omegas-3 para la población humana (FAO, 2017). En este sentido, ante la creciente demanda alimenticia, los peces son excelentes candidatos para evaluar los niveles de toxicidad y la salud tanto de los organismos como de la población humana (Van der Oost *et al.*, 2003; Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.*, 2015).

En este contexto, en la presente investigación se desarrolló un estudio integrativo abordando el estudio de la composición alimentaria y el aporte de MP provenientes de las presas (biomagnificación), así como el impacto de la bioacumulación en distintos órganos (músculo e hígado), enfatizando en funciones vitales como la destoxificación a través del hígado, con la finalidad de inferir respecto a los efectos y el nivel de daño en la salud de la cabrilla sardinera *M. rosacea*. Adicionalmente, de manera preventiva realizar el monitoreo de los niveles de MP en el músculo para determinar si estos se encuentran dentro de los estándares permitidos (0.5-1.0 mg/kg, Cd y Pb) para el consumo humano de acuerdo con la NOM-SSA1-242-2009 (NOM, 2009) y si el consumo representa un riesgo (THQ) a la salud humana o en su defecto un beneficio con la ingesta de minerales (DMI).

5. HIPÓTESIS:

Las concentraciones de Pb, Cu, Cd y Zn manifestarán distintos patrones de bioacumulación; siendo mayores en el hígado que en el tejido muscular.

Asimismo, los elementos esenciales (Cu y Zn) tendrán efectos más tóxicos que los no esenciales (Pb y Cd) en el hígado, por lo que se espera encontrar alteraciones funcionales y estructurales en el tejido hepático.

El coeficiente de riesgo (THQ, por sus siglas en inglés) será bajo y el consumo de la cabrilla sardinera no representará ningún riesgo a la población mexicana.

5. OBJETIVOS

6.3. Objetivo general:

Determinar la bioacumulación de metales pesados Cu, Pb, Cd y Zn en músculo e hígado de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* y la biomagnificación a través de sus presas. Adicionalmente, evaluar el impacto en la salud de los organismos y si representa riesgo o beneficio por su consumo en Santa Rosalía, Baja California Sur, México.

Objetivos particulares:

- Determinar la bioacumulación de metales pesados en músculo e hígado de la cabrilla sardinera y cotejar si los niveles se encuentran dentro de los estándares permitidos por la NOM-SSA1-242-2009.
- Determinar la relación entre la bioacumulación de Cu, Pb, Cd y Zn y la longitud total, así como sus variaciones entre sexos y épocas climáticas.
- Analizar las diferencias en los patrones de bioacumulación de Cu, Pb, Cd, y Zn en los tejidos hepáticos y muscular.
- Determinar las concentraciones de metales pesados en las presas principales de *M. rosacea*, y analizar que presas influyen significativamente en el proceso de biomagnificación.
- Determinar las lesiones histopatológicas en el hígado de la cabrilla sardinera
- Relacionar las concentraciones de metales pesados y las lesiones en el hígado, así como las variaciones por talla y sexo.
- Establecer la recomendación de filete de la cabrilla sardinera que puede consumir la población humana.
- Estimar el coeficiente de riesgo (THQ) para determinar si el consumo de cabrilla sardinera representa un peligro para la salud humana.
- Estimar la Ingesta de Minerales Diaria (DMI) para evaluar el consumo (filete) de la cabrilla sardinera representa un beneficio de salud en la población humana.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.3. Área de estudio:

Santa Rosalía (población cercana a los 15.000 habitantes, INEGI, 2015) se ubica en la porción central de la costa oriental de la península de Baja California Sur en el Golfo de California en las latitudes 27° 20.353 'N y 112° 15.797' W (Fig. 1). Históricamente el puerto de Santa Rosalía se ha dedicado a la extracción de cobre, desde 1885 que comenzó a operar formalmente la minera con los franceses con la compañía "Compagnie du Boleo, S. A.". Desde el 2010 la compañía cambió de concesionaria a nombre "Minera y Metalurgica del Boleo S.A. de C. V." y oficialmente a partir del 2014 ha operado la compañía sin interrupciones (Huerta-Díaz *et al.*, 2014).

Se calcula que hay 3 millones de ton de escorias de fundición acumuladas, más otra cantidad no cuantificada dentro del ambiente marino. Las anomalías en las concentraciones de MP en el sedimento marino incrementan los niveles de los sedimentos cercanos al puerto con un descenso en la concentración en las zonas alejadas del puerto (Shumilin *et al.*, 2000; 2011, 2013; Huerta-Díaz *et al.*, 2014).

Desde hace casi 20 años se han realizado estudios en los sedimentos del puerto (Shumillín *et al.*, 2000; Shumillín *et al.*, 2013; Huerta-Díaz *et al.*, 2014), y se han reportado anomalías importantes con altas concentraciones de MP como Cu, Mn, Zn, Pb, Co, Fe que superan ampliamente los niveles permisibles para la corteza terrestre (Shumillín *et al.*, 2013).

Además de la industria minera, este puerto se ha utilizado para la pesca, el transporte turístico y la comunicación del ferry con el puerto de Guaymas (Huerta-Díaz *et al.*, 2014), por lo que el ambiente es potencialmente tóxico para los organismos marinos como los peces (Huerta-Díaz *et al.*, 2014). De acuerdo con Shumilin *et al.* (2013) y Huerta-Díaz *et al.* (2014), las concentraciones de estos elementos se consideran como un potencial riesgo tóxico para los organismos marinos que viven cercanos al puerto, especialmente en la zona central del mismo y como ejemplo de ello, recientemente Roldan-Wong *et al.* (2017), reportaron

concentraciones promedio 100 veces más elevadas en pulpos (*Octopus hubbsorum*) que las reportadas en otras regiones del mundo.

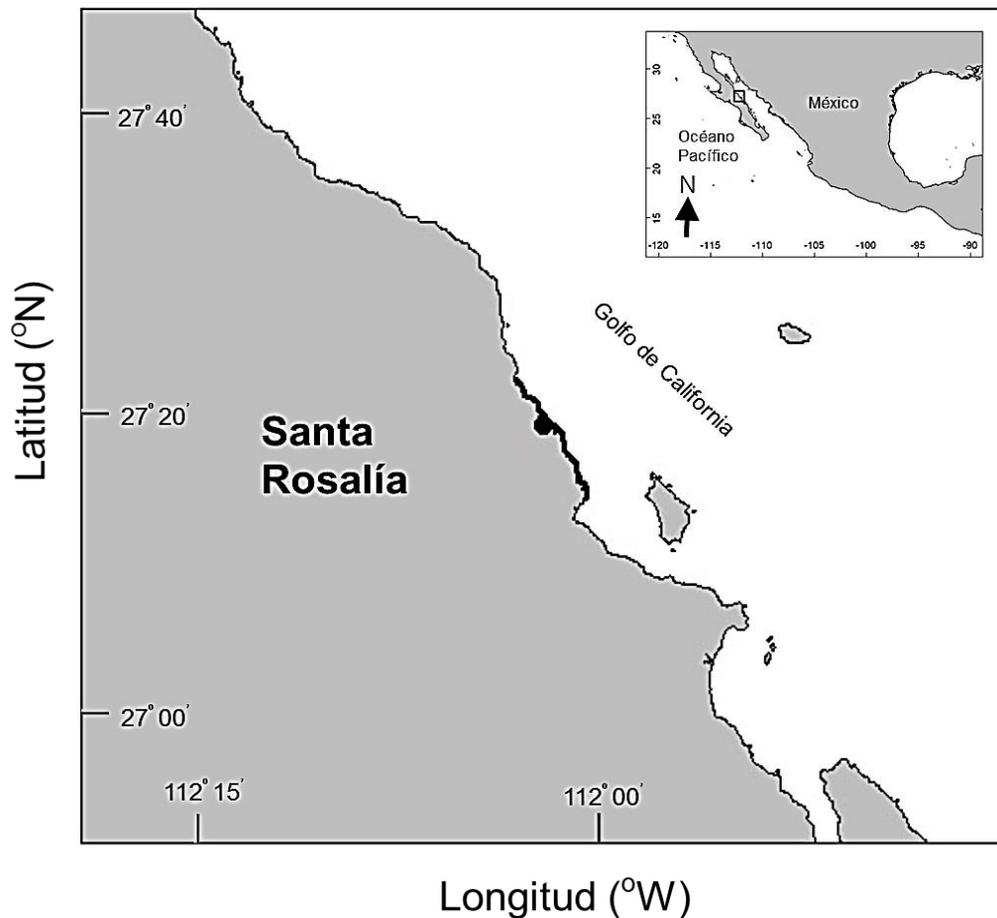


Fig.1.- Ubicación geográfica del puerto de Santa Rosalía, B.C.S., México.

6.3. Trabajo de campo:

Se realizaron muestreos mensuales de marzo 2014 a mayo del 2015. En total se capturaron 345 organismos de la cabrilla sardinera provenientes del buceo libre con fisga y fueron transportados al Laboratorio de Ecología de Peces del CICIMAR-IPN. A cada organismo se le registró las medidas biométricas convencionales como longitud total (Lt) con un ictiómetro (± 0.5 mm precisión), el peso (en fresco) mediante una balanza analítica ($PT \pm 0.001g$ precisión) y el sexo a través de la observación directa sobre las gónadas y posteriormente corroborado con análisis histológicos

(Nikolsky, 1963; Pérez-Olivas *et al.*, 2018). Para la disección de los organismos se empleó un bisturí en la región ventral para obtener las vísceras (hígado); posteriormente, de la parte dorsal anterior de cada individuo se colectó 5.0 g del tejido muscular, se etiquetaron y depositaron en bolsas de plástico individualmente y fueron almacenadas y congeladas (-20°C) en el Laboratorio de Ecología de Peces para su posterior análisis.

Es importante señalar que el procesamiento de los organismos, así como de los tejidos utilizados en el presente estudio son procedentes de los ejemplares utilizados en el trabajo de reproducción desarrollado por Pérez-Olivas *et al.* (2018, en prensa), y de alimentación por Pérez-Rojo (2016); Moreno-Sánchez *et al.* (en prensa), de bioenergética por Navarro-García, (2018), de Hg-Se por Lira-Lerma (2018, tesis en proceso) y por último, de crecimiento por Bermejo-Miramontes, (2018, tesis en proceso), por lo que la resolución de los análisis y resultados se consideran de alta confiabilidad.

En todos los estudios anteriores, los datos fueron agrupados para ser analizados de acuerdo con las variaciones por sexo (machos y hembras) y debido a que no se obtuvieron organismos en estado juvenil, las tallas se clasificaron en chicas (< 36 cm), medianas (>36 cm y <51 cm) y grandes (>51 cm) a partir del análisis histológico por Pérez-Olivas *et al.* (2018). La temporalidad se definió de acuerdo con los registros de temperatura obtenidas a través de imágenes de satélite MODIS-AQUA con 1.1 km de resolución, durante el periodo de estudio. Las anomalías fueron registradas a partir del promedio anual que fue de 23°C (Pérez-Rojo, 2016). Así los meses con anomalías positivas fueron asignados dentro de la época cálida y los de anomalías negativas como época fría (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedios de temperaturas (°C) por meses de muestreo de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* en Santa Rosalía BCS.

Año	Meses	Promedio	Temporada
2014	Marzo	20	Fría
	Abril	20	
	Mayo	22	
	Julio	30	Cálida
	Agosto	30	
	Septiembre	30	
	Octubre	29	
	Noviembre	25	
	Diciembre	22	
	2015	Enero	
Febrero		19	
Marzo		21	
Abril		23	
Mayo		24	
promedio		23	

6.3. Trabajo de laboratorio

6.3.1. Alteraciones fisiológicas: Anomalías en el hígado

Desde el punto de vista fisiológico se realizó la evaluación de las alteraciones patológicas mediante el uso de la histología convencional en el hígado de la cabrilla sardinera, para lo cual se recolectó una porción del tejido hepático que fue fijado en solución Davidson AFA (glicerina, formaldehído, alcohol etílico, agua de mar filtrada y ácido acético), para su posterior proceso histológico (Estrada-Godínez, 2011). Se realizó la descripción histopatológica semi-cuantitativa ponderando las alteraciones bajo dos criterios: leve y grave de acuerdo con la prevalencia de las lesiones. Se consideró leve cuando en la superficie del corte de la muestra observada las

alteraciones fueron menores al 50% y fue determinada como lesión grave cuando ésta cubría la mayor parte de la superficie del corte (65-100%).

En este contexto, para evaluar los efectos de los MP en el tejido hepático se consideró el índice del órgano como una ponderación de las lesiones en términos cualitativos a través de un método estandarizado para evaluar los cambios patológicos y el nivel de daño en el órgano, para lo cual, se utilizó la metodología propuesta por Bernet *et al.* (1999), quienes proponen una categorización del factor de importancia el cual, le asigna un valor que va de 1 a 3 para cada lesión. Las alteraciones patológicas descritas en el tejido hepático se detallan en la Tabla 2.

Tabla 2. Prevalencia de lesiones histopatológicas en el hígado de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*

Órgano	Reacción del patrón	Alteración	Importancia patológica	Descripción
Hígado	Cambios regresivos	• Tumefacción Celular (rp4)	2	Procesos de pérdida o reducción funcional del órgano.
		• Lipidosis (rp4)	1	Cambios en la estructura del tejido, tamaño, volumen, y forma de las células. Acumulación e incremento de lípidos en el hígado.
	Cambios progresivos	• Hipertrofia	2	Cambios inflamatorios en las células, infiltración de leucocitos, proliferación en volumen de células, pérdida total de la función del hígado.
		• Necrosis (rp2)	3	
		• Hemorragia	2	
• Hiperplasia		2		
• Granuloma	3			

La importancia patológica fue considerada siguiendo la numeración siguiente:

1. mínima: lesión fácilmente reversible.
2. moderada: lesión reversible en la mayoría de los casos.
3. marcada: lesión es irreversible, generando la pérdida de la función del órgano parcial o total.

Las alteraciones descritas fueron relacionadas con las concentraciones de MP en el hígado. Posterior al factor de importancia de las prevalencias se asignó un valor que va de 0 a 6 como se muestra en la Tabla 3. El total de las prevalencias de ocurrencia de las lesiones fueron expresadas en porcentaje.

Tabla 3. Clasificación de las alteraciones en el hígado de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*. Utilizando los criterios de Bernet *et al.* (1999).

Grado de alteración	Valor
Sin lesión	0
Ocurrencia leve	2
Ocurrencia moderada	4
Ocurrencia severa	6

Posterior a los valores del factor de importancia (Tabla 2) así como los valores asignados en cada lesión registrada (Tabla 3), se utilizó el siguiente cálculo matemático para el índice del órgano:

$$I_{org} \sum_{rp} \sum_{alt} (a_{org rp alt} \times w_{org rp alt})$$

Donde:

org= órgano evaluado; rp= reacción del patrón; alt= tipo de alteración; a= valor asignado; w= factor de importancia.

Este índice representa el tipo y grado de alteraciones en el órgano en términos de funcionalidad del mismo. Altos valores del índice indica un elevado grado de daños, el cálculo del índice del órgano se considera solo para el tejido evaluado previamente con herramientas histopatológicas entre cada organismo del set de datos (para c/individuo). Posteriormente, se relacionó las concentraciones de MP y las lesiones en el hígado de acuerdo con las variaciones por talla, sexo y época climática.

6.3.2. Metales pesados en tejidos

Para la preparación del material de laboratorio, se utilizó el método propuesto por Moody y Lindstrom (1977), el cual consiste en el lavado del material (vasos de teflón SAVILLEX, puntas) con ácido clorhídrico y nítrico. Asimismo, todos los tejidos

(músculo, hígado y presas) se lavaron con agua corriente, este proceso se llevó a cabo con la finalidad de asegurar la calidad de los tejidos y evitar cualquier tipo de contaminación (p.ej. sedimento) o alteración de los resultados.

6.3.2.1. Homogenización de las muestras

La preparación de las muestras consistió en tres fases: homogenización, digestión y lecturas de Pb, Cd, Cu y Zn de músculo e hígado de *M. rosacea*. Previo a la determinación de MP, los tejidos fueron procesados en el Laboratorio de Ecología de Peces en CICIMAR-IPN, en donde, de cada muestra almacenada se obtuvo 5.0 g, aunque en el caso de los hígados que su peso fue menor a esta cantidad, se procesaron en su totalidad. Las muestras fueron deshidratadas a peso seco mediante una liofilizadora (marca Labconco, FreeZone 2.5) a una presión 0.120 mBar y a temperatura -40°C durante 72 h, para posteriormente ser maceradas con un mortero de ágata. El peso de cada una de las muestras fue registrado antes del proceso de extracción de humedad, en términos de peso fresco y después del proceso en términos de peso seco. Posteriormente las muestras se almacenaron en viales de plástico previamente etiquetadas.

6.3.2.2. Digestión de las muestras

La digestión de los tejidos se realizó en el Laboratorio de Metales Pesados del Instituto Tecnológico de Mazatlán (ITMAZ). Para la pre-digestión se tomó una submuestra (0.5 g) de cada muestra liofilizada y pulverizada previamente (músculo e hígado) y a cada una de ellas se le añadió 5ml de ácido nítrico concentrado (HNO_3) y se dejó reposar durante 15 horas, se realizó la digestión en un recipiente savillex a 120°C por tres horas en una plancha de calentamiento y posteriormente, las muestras se depositaron en frascos lavados previamente y aforados a 25 g de agua Milli-Q.

6.3.2.3. Determinación de Pb, Cd, Cu y Zn

Las lecturas de las muestras digeridas y aforadas se realizaron en el Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (ICMyL-UNAM), Unidad Académica Mazatlán, mediante Espectrometría de Masas con Plasma de Acoplamiento Inductivo mediante gas Ar, también conocida como técnica ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, por sus siglas en inglés). El espectro cuenta con una zona de interface donde se introduce los iones del plasma argón (Ar) a través de un orificio por medio de una unidad de vacío diferencial y posteriormente dentro del filtro.

Con esta técnica de análisis se obtuvo una mayor cantidad de lecturas de MP de manera simultánea, con alta precisión y bajos límites de detección, reduciendo así el tiempo de espera (Salvo *et al.*, 2016). Asimismo, se realizaron curvas de calibración, cada muestra se corrió por duplicado.

Con fines comparativos con otros estudios, se convirtieron los ng/g de Pb, Cd, Cu y Zn a microgramos por gramo ($\mu\text{g/g}$) y, los valores fueron transformados de peso seco ($\mu\text{g/g p. s.}$) a peso húmedo ($\mu\text{g/g p. h.}$). Asimismo, se calculó el factor de humedad de cada muestra (músculo, hígado y presas) a partir de los pesos de cada tejido antes, y después del proceso de deshidratación (liofilización), se consideró el peso húmedo y seco de cada muestra registrada y se cuantificó el porcentaje de pérdida de agua durante este proceso, por lo tanto, los resultados de las concentraciones de MP se expresarán como promedio \pm desviación estándar así como en $\mu\text{g/g}$ con base en peso húmedo.

Para asegurar la calidad de los análisis de MP, se prepararon blancos y material de referencia certificadas (DORM-3 y DOLT-4) a nivel internacional por la National Research Council Canada. Para la evaluación de la calidad de los resultados se midió el porcentaje de recuperación (R), el cual se obtuvo de la relación del valor encontrado respecto a la concentración del metal establecido en el material de referencia certificado (DORM-3 y DOLT-4).

6.3.3. Evaluación toxicológica: beneficio de salud para *M. rosacea* y la población humana

6.3.3.1. Biomagnificación

Posterior al análisis de contenido estomacal, se consideró a las presas que se encontraron en un estado de digestión mínimo, las cuales fueron procesadas en su totalidad para determinar la biomagnificación de los metales en la cabrilla sardinera.

En este sentido, se determinó la biomagnificación de Pb, Cd, Cu y Zn, para lo cual se midió la relación de las concentraciones de cada metal pesado entre la cabrilla sardinera y sus presas principales utilizando la fórmula propuesta por Gray (2002) y usando la modificación por Escobar-Sánchez *et al.* (2011), en donde se asume un incremento de las concentraciones entre los niveles tróficos considerando que el factor de biomagnificación (FB) sea >1 . Con valores cercanos a 1, se consideró las presas que biomagnifican mayormente en la cabrilla. Para tales efectos, se consideraron los valores de métodos combinados como el índice de importancia relativa (%IIR), la biomasa (%W), índice de importancia de la presa específica (%PSIRI), la biomasa %WPSIRI y la frecuencia de ocurrencia (%FO), con la finalidad de evaluar las variaciones en la integración de las especies presas en la dieta de la cabrilla sardinera, los valores fueron tomados previamente del trabajo de Pérez-Rojo (2016) y Moreno-Sánchez *et al.* (en prensa) (Fig. 2).

$$\text{FB} = \frac{[\text{metal pesado}] \text{ del depredador}}{([\text{metal pesado}] \text{ de la presa} * \% \text{IIR, \%P, \%PSIRI, \%WPSIRI y \%FO}) / 100}$$

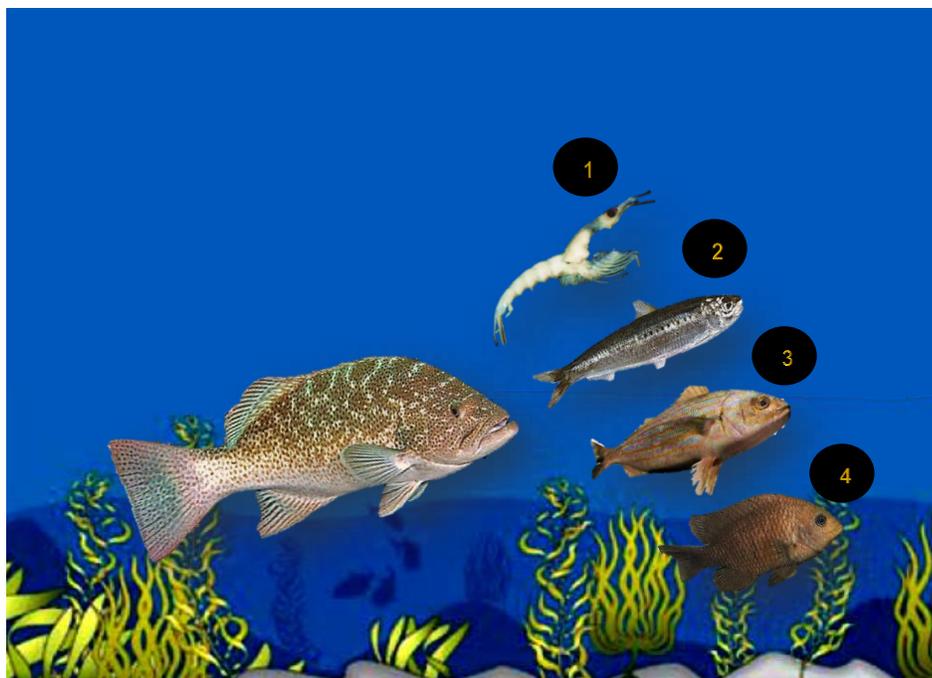


Fig.2. Especies presas principales de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*: la numeración indica el orden de acuerdo con el %IIR; 1. *Nyctiphanes simplex*, 2. *Sardinops sagax*, 3. *Microlepidotus inornatus* y 4. *Stegastes rectifraenum*.

6.3.3.2. Riesgo o beneficio a la salud

Adicionalmente, se realizó la evaluación toxicológica de los MP como una representación de la cantidad de filete de cabrilla sardinera que pueda consumir la población sin que represente riesgo en la salud. Para ello se consideró la tasa de ingesta semanal tolerable de Cu, Cd, Pb y Zn (TIST, en $\mu\text{g semana}^{-1} \text{Kg}^{-1}$ de peso corporal) mediante la siguiente fórmula:

$$\text{TIST} = [\text{CPP}] [\text{CM}] [\text{PC}]$$

Donde:

CPP: es la cantidad de peso promedio de filete de pescado que consume un adulto. *CM*: es la concentración del metal (Cu, Pb, Cd y Zn) presente en el tejido muscular de la cabrilla sardinera, expresada en peso húmedo ($\mu\text{g/g}$, p.

h.). *PC*: es el peso corporal promedio de la población en general, considerando mujeres (embarazadas y lactantes) y niños (de 4 a 6 años).

Asimismo, se consideraron los pesos promedios de la población establecidas por la Organización Mundial de la Salud (World Health Organization, por sus siglas en inglés) (*p.ej.* 70 Kg en el hombre, 60 Kg en la mujer, y 16 Kg en niños de 4-6 años), mientras que los pesos promedios de la población en México (INEGI, 2015) y específicamente de la población de Santa Rosalía, BCS (INEGI, 2015) de donde son procedentes los tejidos. Los pesos promedios oscilaron en 75 Kg en el hombre, 69 Kg en la mujer, y 18 Kg en niños de 4-6 años, así como también el consumo promedio de pescado que ingiere la población alrededor de 12 kg por persona al año (De la O-Burrola *et al.*, 2015). Los pesos promedios previamente explicados fueron considerados para las evaluaciones posteriores.

Desde el punto de vista de salud, se calculó la ingesta diaria de minerales DMI (Daily Mineral Intake, por sus siglas en inglés), de acuerdo con los elementos esenciales (Cu, Zn), basados en la ingesta recomendada por el Institute of Medicine of the National Academies of the United States, (www.iom.edu), mediante la siguiente fórmula:

$$DMI = C * 100/RDA$$

Donde:

DMI= ingesta diaria de elementos esenciales, C= concentración Cu o Zn, en 100 g de peso fresco de pescado, RDA= recomendación diaria permitida estimados como seguros y adecuados para cada grupo de la población (Tabla 4).

Tabla 4. Valores de la Ingesta Dietética Recomendada (RDA), estimados como seguros y adecuados para la población sana.

Población	RDA Cu µg/día	RDA Zn µg/día
hombres	900	40
mujeres	900	40
niños	900	34
embarazadas	1000	40
madres lactantes	1000	40

*RDA valores obtenidos para la población con estado de salud sana

Adicionalmente, se evaluó el riesgo potencial en la salud por los efectos nocivos por consumo a largo plazo (*p.ej.* meses, años) de la cabrilla sardinera en términos del coeficiente de riesgo (Target Hazard Quotient, por sus siglas en inglés), en donde valores altos del THQ mayores probabilidades de efectos nocivos a largo plazo, sin embargo, valores bajos (>1) indicará ningún riesgo a la población humana. Este método está disponible en la US EPA región III en la tabla de concentración de riesgo (US EPA, 2000), su cálculo matemático es el siguiente:

$$THQ = \frac{EF * ED * FIR * C}{RfD * BW * AT}$$

Donde:

C= es la concentración de Cu, Pb, Cd y Zn (µg/g); EF es la frecuencia de exposición (días/año); ED es la duración de la exposición (años/tiempo); FIR es la cantidad de ingesta de pescado (g/día); RfD ingesta de filete (g/día); BW peso promedio para la población humana (kg) y AT promedio del tiempo de la exposición (días). Todos los parámetros excepto C, FIR y BW fueron obtenidos de datos reales para la población en Santa Rosalía, BCS, México, el resto de los datos para el cálculo matemático fueron obtenidos de la FAO (2017), US EPA (2015) y Yi *et al.* (2011), y se detallan en la Tabla 5.

Tabla 5. Parámetros y valores utilizados para la fórmula del THQ para cada metal pesado.

Factor	Definición	Unidad	Valor	Referencia
EF	Frecuencia de exposición	Días/año	365	Yi <i>et al.</i> (2011)
ED	Duración	Años	78	Yi <i>et al.</i> (2011)
FIR	Ingesta de filete	g/día	32.8	
RfD	Referencia dosis	µg/kg/día	1.0E-01 (Cd), 2.0E+01 (Pb), 4.0E+01 (Cu), 3.0E+02 (Zn)	US EPA (2015)
BW	Peso promedio	Kg	70±75	WHO; INEGI (2015)
AT	Tiempo promedio de exposición	Días	365*78= 28.470	Yi <i>et al.</i> (2011)

Derivado de que las interacciones de los MP (Cu, Pb, Cd y Zn) pueden ocasionar múltiples efectos (Gu *et al.*, 2017), en el presente estudio se consideró como una medida la sumatoria de los valores derivados del THQ para cada elemento, propuesto por Chien *et al.* (2002) y Gu *et al.* (2017) como se muestra en la siguiente fórmula:

$$Total\ THQ\ (TTHQ) = \sum THQ_{Cu,Pb,Cd,Zn}$$

6.4. Análisis estadísticos

Para los análisis estadísticos se utilizaron pruebas de varianzas (ANOVA) y se utilizó los Modelos Lineales Generalizados (GLM, por sus siglas en inglés) en la que se determinó qué o cuantas variables son las que están afectando las concentraciones de MP en la cabrilla sardinera y para evaluar la relación entre el indicador I_{org} de daño al hígado, es decir, si son más susceptibles en función de las

tallas (chicas, medianas o grandes), por sexo (macho o hembra), las épocas climáticas (fría o cálida) y por el tejido (músculo o hígado).

Debido a que el número de muestras de hígados analizados (n : 50) fue relativamente pequeña, se realizó de manera adicional un análisis de remuestro aleatorio (*Bootstrapping*) para corroborar inferencias estadísticas obtenidas mediante el GLM, para lo cual se extrajo el 80% de las observaciones y se construyó un modelo de regresión lineal, proceso que se repitió 1000 veces. El método de remuestro aleatorio es una herramienta útil para la estimación robusta de parámetros estadísticos (Goncalves y White, 2005). Para efectuar los análisis en todos los casos se utilizó la paquetería de programación R (R Core Team, 2017).

7. RESULTADOS

7.1. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN EN GENERAL

Se capturó un total de 345 individuos de cabrilla sardinera *M. rosacea*, del periodo comprendido en marzo 2014 a mayo 2015 con lo cual se definieron dos épocas climáticas: fría y cálida (Tabla 1 y 6).

Los datos biométricos de la cabrilla sardinera por sus categorías se detallan en la Tabla 7. La estructura de tallas estuvo conformada desde los 21 cm hasta 74 cm de longitud total, de los cuales 93 ejemplares fueron machos (27%) y 185 hembras (53%), se registraron 15 organismos bisexuales inmaduros (5%) y 52 ejemplares indeterminados (15%). De acuerdo con la clasificación por tallas el número de individuos estuvo integrada por el 47% (161) organismos chicos, 43% (148) medianos y un 10% (36) de talla grande. Los organismos indeterminados fueron clasificados así debido a que no se pudo obtener la gónada para poder asignarle el sexo. En este sentido, la variación de las tallas entre épocas climáticas, el 71% (244) de ejemplares se encontraron en la fría y 101 en la cálida que representa el 21% del total de organismos capturados.

Tabla 6. Periodo de muestreo por meses y épocas climáticas de cabrilla sardinera *M. rosacea*, en Santa Rosalía, BCS, México.

Año	Meses de muestreo	<i>n</i>	Épocas
2014	marzo	29	Fría
	abril	40	
	mayo	40	
	julio	9	Cálida
	agosto	12	
	septiembre	22	
	octubre	28	
	noviembre	30	
	diciembre	20	Fría
	enero	15	
	febrero	11	
marzo	37		
abril	22		
mayo	30		
		345	

Tabla 7. Medidas biométricas (\pm DE) por categorías de la cabrilla sardinera en Santa Rosalía, BCS, México.

Categorías	<i>n</i>	Talla cm (min-max)	Talla \pm DE	Peso g (min-max)	Peso \pm DE
General	345	21-74	38 \pm 9	120 - 5554	828 \pm 697
Machos (M)	93	24-64.8	39 \pm 9	155 - 3368.9	832 \pm 699
Hembras (H)	185	21-74	38 \pm 9	120 - 5554	828 \pm 697
Hermafroditas (HM)	15	27.5- 68.5	38 \pm 9	300 - 2775	828 \pm 692
Indeterminados (IND)	52	24- 59	38 \pm 9	161.5 - 2340	822 \pm 689
Chicos	161	21-36	38 \pm 9	120 - 610	817 \pm 686
Medianos	148	36.5-51	38 \pm 9	355 - 1890	816 \pm 683
Grandes	36	51.5-74	38 \pm 9	1403.1 - 5554	837 \pm 703
Cálida	101	25.8 - 74	40 \pm 9	243 - 2582	773 \pm 449
Fría	244	21 - 70	38 \pm 9	120 - 5554	827 \pm 697

n: número de organismos, *DE*: desviación estándar

7.2. VALIDACIÓN DEL MÉTODO

Para la validación del método en las lecturas de MP se utilizaron parámetros de especificidad y precisión de los datos. Las curvas de calibración para cada MP fueron (R:xx). Los valores de recuperación encontrados en el material de referencia utilizado fueron para Cu (DORM-3 XX, DOLT-4, XX), Pb (DORM-3, DOLT-4, XX), Cd (DORM-3, XX, DOLT-4, XX) y Zn (DORM-3, XX) Aunque todavía no tengamos los porcentajes de recuperación, ve redactando algo y los valores ponle mientras un XX, incluye los valores de los estándares, que fueron el DOLT-4 y DORM-3 con 0.001 ng/g.

AQUÍ DEBE IR TABLA 8. Valores obtenidos y porcentajes de recuperación de Cu, Zn, Cd y Pb en los materiales de referencia para músculo e hígado.

7.3. BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS

7.3.1. Concentraciones de metales pesados (MP) total en tejido muscular e hígado

Se analizaron un total de 248 muestras de tejido muscular de cabrilla sardinera, de los cuales 59 tejidos (24%) estuvieron por debajo del límite de detección (BLD). En el caso del hígado se analizaron 50 tejidos que correspondieron a 30 organismos en noviembre y 20 en diciembre del 2014. En la Tabla 9 se detallan las concentraciones de la bioacumulación de Cu, Zn, Cd y Pb en ambos tejidos representadas en términos de peso húmedo (p. h.) como promedios \pm desviación estándar ($x \pm DE$).

Tabla 9. Concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) en el músculo e hígado de cabrilla sardinera *M. rosacea*, expresados en peso húmedo (p. h) en Santa Rosalía, BCS, México.

Tejido	<i>n</i>	Cu $\mu\text{g/g p.h.}$	Zn $\mu\text{g/g p.h.}$	Cd $\mu\text{g/g p.h.}$	Pb $\mu\text{g/g p.h.}$
Músculo					
Promedio \pm DE	248	11.61 ^c \pm 34.36	377.33 ^c \pm 1389.98	0.06 ^b \pm 0.13	0.98 ^b \pm 1.56
Min-Max		0 - 361.30	0 - 13165.97	0 - 1.13	0 - 9.87
Hígado					
Promedio \pm DE	50	1.97 \pm 3.9	-	BLD	0.2 \pm 0.4
Min-Max		0 - 24.5	-		0 - 1.95

BLD: debajo del límite de detección, - No determinado, ^avalores por arriba del límite recomendado por la norma oficial mexicana NOM-242-SSA1-2009 (Cd 0.5 y Pb 1.0 $\mu\text{g/g p.h.}$), ^bcriterio US-EPA, FDA rebasando los límites establecidos de 0.05 para Cd y 0.5 para Pb, ^cnorma del Reino Unido (UK-EEA food standards) Zn 50 y Cu 5 $\mu\text{g/g}$

En este sentido, los elementos esenciales (Cu =11.61 \pm 34.36 $\mu\text{g/g}$ y Zn =377.33 \pm 1389.98 $\mu\text{g/g}$) presentaron los valores más altos en contraste con los no esenciales (Cd=0.06 \pm 0.13 $\mu\text{g/g}$ y Pb 0.98 \pm 1.56 $\mu\text{g/g}$). Asimismo, en el hígado se

registraron niveles más altos en Cu ($1.97 \pm 3.9 \mu\text{g/g}$) que en Pb ($0.2 \pm 0.4 \mu\text{g/g}$). Dado que el Cu y Zn no se incluyen en la Norma Oficial Mexicana de productos marinos (NOM-242-SSA1-2009), estos elementos esenciales fueron considerados bajo las normativas extranjeras del Reino Unido y Estados Unidos. En este sentido, las concentraciones de los metales esenciales y no esenciales de todos los tejidos analizados en el músculo ($n: 248$) estuvieron por arriba de los límites permisibles para consumo humano. Para el caso de Cd ($0.06 \pm 0.13 \mu\text{g/g}$), todos los tejidos se encontraron por debajo de los límites permitidos ($0.5 \mu\text{g/g}$) por la Norma Oficial Mexicana (NOM-242-SSA1-2009), contrario a las concentraciones de Pb ($0.98 \pm 1.56 \mu\text{g/g}$), que se encontraron en el límite por la NOM-242 ($1.0 \mu\text{g/g}$).

Sin embargo, en el hígado el Cd estuvo por debajo del límite de detección (BLD), y los MP analizados no rebasaron las normas oficiales tanto mexicana (Pb: $1.0 \mu\text{g/g}$ NOM 242), EE.UA. (Pb: $0.5 \mu\text{g/g}$ US-EPA, WHO) como la del Reino Unido (Cu: $5.0 \mu\text{g/g}$ UK-EEA).

7.3.2. Relación MP y sus variaciones

7.3.2.1. Relación MP entre la talla y variaciones en músculo e hígado

Los resultados de las correlaciones de la regresión lineal entre la longitud total, sexo, tallas (chicos, medianos y grandes), épocas (cálida y fría) y las concentraciones de cada MP (Cu, Zn, Cd y Pb) en el tejido muscular de la cabrilla sardinera fueron bajas y no significativas ($p > 0.05$), es decir, las concentraciones de MP no incrementan en ninguna de las variaciones mencionadas, a excepción de las tallas (Tabla 10).

Tabla 10. Valores de los coeficientes de la regresión lineal por variaciones respecto a la talla, sexo y épocas climáticas en el músculo de cabrilla sardinera *M. rosacea*, en Santa Rosalía, BCS, México.

Variables	Coeficientes regresión lineal					
	<i>n</i>	<i>r</i> ²	<i>b</i>	<i>a</i>	<i>p.a</i>	<i>p.b</i>
Cu						
H	132	0.004	0.3	2047030	1	0.46
M	69	0.01	0.4	-2975734	0.87	0.36
HM	15	0.01	0.5	-1018392	0.97	0.45
Chicos	102	0.02	-0.48	26628406	0.02	0.14
Medianos	50	0.01	0.6	-11830348	0.74	0.43
Grandes	7	0.14	2688	-76258327	0.48	0.40
Fría	148	0.01	0.5	-2897376	0.85	0.19
Cálida	47	0.05	-0.1	6542092	0.01	0.12
Pb						
H	132	0.0005	-0.005	13403743	0.07	0.79
M	69	0.04	0.02	-0.1501317	0.75	0.07
HM	15	0.007	-0.02	19128.434	0.03	0.39
Chicos	102	0.105	0.07	-18344799	0.24	0.06
Medianos	50	0.04	0.02	-0.1766029	0.77	0.13
Grandes	7	0.11	0.03	-0.7844367	0.62	0.45
Fría	148	0.0004	-0.003	11716741	0.03	0.80
Cálida	47	0.01	0.02	-0.1538668	0.90	0.42
Cd						
H	132	0.02	-0.002	0.138755835	0.002	0.06
M	69	0.005	0.001	0.010781516	0.92	0.54
HM	15	0.03	-0.002	0.158315518	0.002	0.05
Chicos	102	0.001	0.001	0.088152186	0.74	0.83
Medianos	50	0.003	0.0005	0.007955513	0.89	0.70
Grandes	7	0.14	0.002	-0.077131024	0.49	0.40
Fría	148	0.001	-0.0006	0.100902619	0.10	0.69
Cálida	47	0.02	-0.0005	0.044550624	0.02	0.27
Zn						
H	132	0.01	252802895	-48738201	0.43	0.13
M	69	0.009	151811566	-15627183	0.83	0.42
HM	15	0.008	-127235772	74047734	0.12	0.35
Chicos	102	0.005	87707420	9110244	0.91	0.67
Medianos	50	0.01	302079514	-62109127	0.65	0.37
Grandes	7	0.13	453892443	-129630397	0.48	0.41
Fría	148	0.02	297236154	-53587711	0.38	0.07
Cálida	47	0.02	0.69	1298858	0.62	0.31

n: número de muestras; *r*²: coeficiente de regresión; *b*: pendiente de la curva; *a*: intercepto del eje; *p.a* y *p.b*: insignificancia.

Los organismos chicos (21 a 36 cm longitud total) registraron los niveles más altos de Cu ($11 \pm 34.7 \mu\text{g/g}$), Zn ($385 \pm 1644 \mu\text{g/g}$) y Cd ($0.06 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$) en comparación con los de tallas medianas y grandes, siendo las concentraciones de Pb más elevadas ($1.0 \pm 1.5 \mu\text{g/g}$) en los organismos medianos (Fig. 3, Tabla 11). Asimismo, en el hígado se observó un incremento en los niveles de MP conforme la talla, es decir, las concentraciones aumentan sucesivamente en los organismos chicos y medianos (Cu: 2 ± 4 ; $2 \pm 2.2 \mu\text{g/g}$) y grandes (Cu: $5.1 \pm 2.7 \mu\text{g/g}$). Para el caso del Pb, este elemento estuvo BLD en tallas grandes y los medianos ($0.3 \pm 0.5 \mu\text{g/g}$) presentaron los niveles más elevados en comparación con los chicos ($0.2 \pm 0.4 \mu\text{g/g}$) (Tabla 11).

Respecto a los máximos permitidos por las normas oficiales (NOM-242), las concentraciones promedio de las tallas medianas superaron la norma mexicana, más no los de tallas chicos y grandes, mientras que los niveles de MP en las 3 clasificaciones de tallas, superaron las normas oficiales extranjeras tanto la de EE.UA. (US-EPA, WHO) como la del Reino Unido (UK-EEA). Sin embargo, considerando los niveles en el hígado, las tallas grandes estuvieron por arriba de los límites permitidos establecidos por la UK-EEA (Cu: $5 \mu\text{g/g}$), mientras que las concentraciones de Pb estuvieron dentro de los estándares adecuados por todas las normas oficiales (Tabla 11).

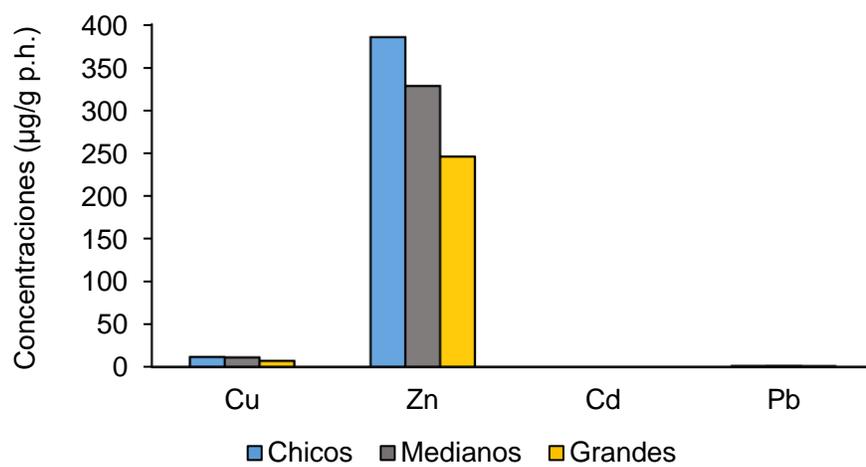


Fig. 3. Clasificación de tallas y concentraciones promedio (\pm DE) de Cu, Zn, Cd y Pb en músculo de cabrilla sardinera, en Santa Rosalía BCS, México.

Tabla 11. Concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) por tallas; chicos, medianos y grandes en el músculo e hígado de cabrilla sardinera *M. rosacea*, en Santa Rosalía, BCS, México.

Tallas	<i>n</i>	Músculo				Hígado		
		Cu	Zn	Cd	Pb	<i>n</i>	Cu	Pb
Chicos								
promedio \pm DE	129	12 ^c \pm 34	385 ^c \pm 1644	0.06 ^b \pm 0.1	0.98 ^b \pm 1.6	41	2 \pm 4	0.2 \pm 0.4
min-max		0 - 361	0 - 13165	0-1.1	0 - 9.8		0 - 24.5	0 - 1.9
Medianos								
promedio \pm DE	99	11 ^c \pm 32	328 ^c \pm 1269	0.06 ^b \pm 0.1	1.0 ^{a, b} \pm 1.5	7	2 \pm 2.2	0.3 \pm 0.5
min-max		0 - 361	0 - 13165	0 - 0.7	0 - 9.8		0.7 - 5.0	0 - 1.1
Grandes								
promedio \pm DE	20	7 ^c \pm 32	246 ^c \pm 1330	0.03 \pm 0.07	0.86 ^b \pm 1.4	2	5.1 ^c \pm 2.7	BLD
min-max		0.2 - 90	0.8 - 6901	0 - 0.1	0.05 \pm 2.7		6.0 - 7.5	BLD

^avalores por arriba del límite por la NOM-242-SSA1-2009 (Cd 0.5 μ g/g y Pb 1.0 μ g/g), ^bUS-EPA, FDA (Cd 0.05 μ g/g y Pb 0.5 μ g/g), ^cReino Unido (UK-EEA food standards) Zn 50 μ g/g y Cu 5 μ g/g

7.3.2.2. Relación MP respecto al sexo y sus variaciones en talla, época, años y temperatura.

Con respecto al análisis de MP por sexos del total músculos (n : 248) analizados, la composición de sexos estuvo integrada por 132 hembras (H), 70 machos (M), 15 hermafroditas o bisexuales (HM) y 32 organismos indeterminados (IND). Respecto al total de hígados examinados (n : 50) la estructura de sexos fue de 37 H, 5 M, un HM y 7 IND (Tabla 12). Es importante precisar, que los organismos indeterminados fueron descartados de los análisis de MP, solo se consideraron estrictamente con los promedios totales en ambos tejidos.

Tabla 12. Concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) en el músculo e hígado por sexos de cabrilla sardinera *M. rosacea*, expresados en peso húmedo (p. h) en Santa Rosalía, BCS, México.

Clasificación	n	Cu	Zn	Cd	Pb
Músculo	248				
Hembras					
Min-Max	132	0 - 361.30	0 - 13165.97	0 - 0.69	0 - 8.94
Promedio \pm DE		12.7 \pm 39.9	433.8 \pm 1628.5	0.05 \pm 0.12	1.06 \pm 1.71
Machos					
Min-Max	70	0 - 226.8	0 - 9442.1	0 - 1.13	0 - 9.87
Promedio \pm DE		13.6 \pm 33.6	448.8 \pm 1348	0.08 \pm 0.2	0.84 \pm 1.0
HM					
Min-Max	14	0 - 20.1	0 - 807.2	0 - 0.3	0 - 5.3
Promedio \pm DE		7.7 \pm 7.7	164.7 \pm 219.9	0.07 \pm 0.1	0.79 \pm 1.3
IND					
Min-Max	32	0.24 - 54.4	1.6 - 1698.7	0 - 0.1	0.02 - 6.7
Promedio \pm DE		4.1 \pm 9.8	105.2 \pm 302.5	0.03 \pm 0.05	1.01 \pm 1.4
Hígado	50				
Hembras			-		
min-max	37	0 - 24.5	-		0 - 1.9
Promedio \pm DE		2 \pm 3.9	-	BLD	0.19 \pm 0.44
Machos			-		
min-max	5	0 - 8.37	-		0 - 1.82
Promedio \pm DE		1.58 \pm 2.48	-		0.16 \pm 0.41
HM	1	4.61	-		1.14
IND	7	-	-	-	-

BLD: bajo el límite de detección, -Elementos no analizados en el hígado

Las concentraciones más elevadas de MP en el músculo, las registraron los M (Cu: $13.64 \pm 33.64 \mu\text{g/g}$; Zn: $409.68 \pm 1348.08 \mu\text{g/g}$; Cd: $0.08 \pm 0.20 \mu\text{g/g}$) en comparación con las H (Cu: $12.77 \pm 39.93 \mu\text{g/g}$; Zn: $417.40 \pm 1628.53 \mu\text{g/g}$; Cd: $0.05 \pm 0.12 \mu\text{g/g}$) y los niveles bajos fueron para los HM (Cu: $7.74 \pm 7.75 \mu\text{g/g}$; Zn: $164.75 \pm 219.94 \mu\text{g/g}$; Cd: $0.07 \pm 0.10 \mu\text{g/g}$), mas no así con el Pb, donde las H registraron los promedios más altos (Pb: $1.06 \pm 1.7 \mu\text{g/g}$) que el resto de las categorías (Fig. 4).

Los niveles de Cd por sexos se encontraron dentro de la legislación mexicana, mientras que, en el caso del Pb, las H ($n: 132$) rebasaron (Pb: $1.06 \pm 1.7 \mu\text{g/g}$) la NOM-242 y considerando las normas extranjeras (US-EPA y UK-EEA) todas las categorías se encontraron por arriba de los límites permitidos (Fig. 4).

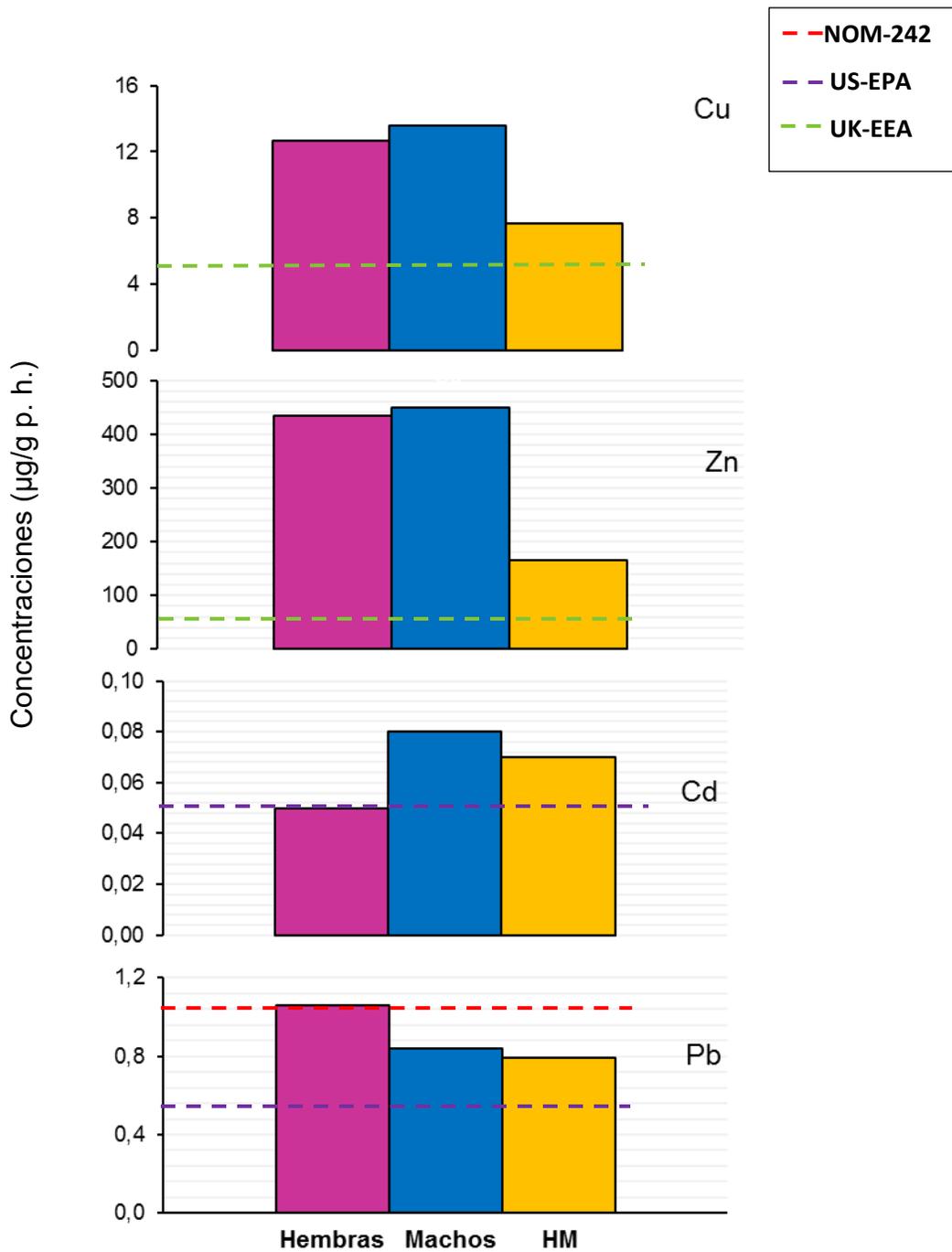


Fig. 4. Concentraciones promedio (\pm DE) de Cu, Zn, Cd y Pb en músculo de cabrilla sardinera por categorías: Hembras (H), Machos (M) y Hermafroditas (HM), en Santa Rosalía, BCS, México.

Respecto a las concentraciones en el hígado, las H registraron los valores promedios ligeramente altos ($\text{Cu} = 2 \pm 3.9 \mu\text{g/g}$ y $\text{Pb} = 0.19 \pm 0.44 \mu\text{g/g}$), en comparación con los M ($\text{Cu} = 1.58 \pm 2.48 \mu\text{g/g}$ y $\text{Pb} = 0.16 \pm 0.41 \mu\text{g/g}$). Debido al bajo número de tejidos hepáticos analizados, se compararon las concentraciones de MP por sexos durante esos dos meses, es decir, las hembras en noviembre tuvieron altas concentraciones de Cu ($2.51 \pm 4.8 \mu\text{g/g}$) y Pb ($0.01 \pm 0.05 \mu\text{g/g}$), mientras que los machos registraron las menores ($\text{Cu} = 1.85 \pm 2.8 \mu\text{g/g}$), Pb se encontró BLD en el hígado. No obstante, en diciembre, los machos se posicionaron con los niveles más elevados de Cu ($1.82 \pm 2.5 \mu\text{g/g}$) en comparación con las hembras ($\text{Cu} = 1.17 \pm 1.4 \mu\text{g/g}$), mientras que el Pb estuvo BLD. Durante este mes, un individuo HM registró las concentraciones más altas de Cu ($4.61 \mu\text{g/g}$) y Pb ($1.14 \mu\text{g/g}$), siendo las concentraciones registradas más elevadas de Cu y Pb en comparación con M y H (Tabla 13).

Paralelo al análisis del hígado durante esos meses, se compararon los niveles de MP en el tejido muscular ($n: 50$) con fines comparativos. Asimismo, se observó que las concentraciones registradas de Cu fueron mayores en M (4.8 ± 4.2) en comparación con las H (3 ± 3.4), más no así con los niveles de Pb, siendo las H con los registros más altos (1.1 ± 1.7), siendo los valores más elevados en el músculo que los registrados en el hígado (Fig. 5).

Tabla 13. Concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) en el músculo e hígado por sexos de cabrilla sardinera *M. rosacea*, expresados en peso húmedo (p. h) en Santa Rosalía, BCS, México.

Sexo/mes	n	Hígado		Músculo	
		Cu	Pb	Cu	Pb
Hembras	37	1.9 \pm 3.89	0.1 \pm 0.4	3 \pm 3.4	1.1 \pm 1.7
min-max		0-24.51	0-1.95	0.27-23	0.05-7.67
Hembras/Nov	21	2.5 \pm 4.86	0.01 \pm 0.05	3.6 \pm 4.2	0.3 \pm 0.8
min-max		0-24.51	0-0.30	0.27-23	0.05-4.65
Hembras/Dic	16	1.1 \pm 1.40	0.4 \pm 0.6	3.1 \pm 2.0	2.1 \pm 2.1
min-max		0.-4.61	0-1.95	1.61-10.47	0.37-7.67
HM/Dic	1	4.61	1.14	3.9	5.34
Machos	5	1.5 \pm 2.48	0.1 \pm 0.42	4.8 \pm 4.2	0.9 \pm 1.4
min-max		0-8.37	0-1.82	1.93-23	0.12-4.73
Machos/Nov	4	1.8 \pm 2.82	-	3.8 \pm 1	0.2 \pm 0.1
min-max		0-7.45	-	2.36-5.15	0.12-0.56
Machos/Dic	1	1.82	-	1.93	0.91

Cd estuvo debajo del límite de detección, - no se registró concentración de Pb en esas categorías

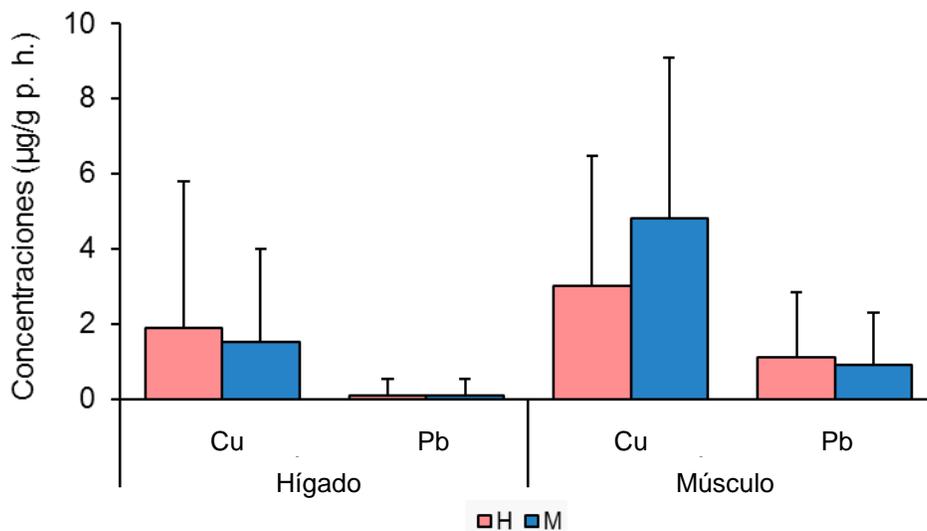


Fig. 5. Concentraciones promedio (\pm DE) de Cu, Zn, Cd y Pb en músculo e hígado de cabrilla sardinera por sexos Hembras (H) y Machos (M), en Santa Rosalía, BCS, México.

7.3.2.2.1. Relación MP por sexos en épocas climáticas

Respecto a las categorías por sexos y sus combinaciones por épocas climáticas, las hembras tuvieron las mayores concentraciones de Zn en ambas épocas: fría (641 $\mu\text{g/g p. h.}$) y cálida (50.7 $\mu\text{g/g p. h.}$), para los machos fue ligeramente menor en la época cálida (45 $\mu\text{g/g p. h.}$) y en los organismos hermafroditas los niveles fueron similares (50.2 $\mu\text{g/g p. h.}$) con las hembras en la época cálida y en la fría (259 $\mu\text{g/g p. h.}$) con los machos.

Las concentraciones de Cu en ambas épocas fueron similares para hembras (H) y machos (M) (2.2 $\mu\text{g/g p. h.}$ y 1.7 $\mu\text{g/g p. h.}$ cálida y fría 14 $\mu\text{g/g p. h.}$ y 11 $\mu\text{g/g p. h.}$) y para los hermafroditas los niveles fueron bajos en ambas épocas (0.6 $\mu\text{g/g p. h.}$ cálida y fría 9.2 $\mu\text{g/g p. h.}$) (Fig. 6, a y b). Las concentraciones de Pb en la época cálida (Fig. 6, a) fueron similares en H (1 $\mu\text{g/g p. h.}$), M (0.97 $\mu\text{g/g p. h.}$) e IND (1.3 $\mu\text{g/g p. h.}$), sin embargo, para los individuos hermafroditas (HM) fueron los más

bajos ($0.2 \mu\text{g/g p. h.}$). En la época fría los valores de Pb fueron similares para H ($1.3 \mu\text{g/g p. h.}$), seguidos de M ($1 \mu\text{g/g p. h.}$), HM ($1 \mu\text{g/g p. h.}$).

Con respecto al Cd, en la época cálida los niveles estuvieron BLD entre los sexos, sin embargo, en la fría los valores se mantuvieron casi constantes para hembras, machos e indeterminados ($0.1 \mu\text{g/g p. h.}$), aunque para los organismos HM se registraron los niveles más bajos ($0.04 \mu\text{g/g p. h.}$) (Fig. 6, b).

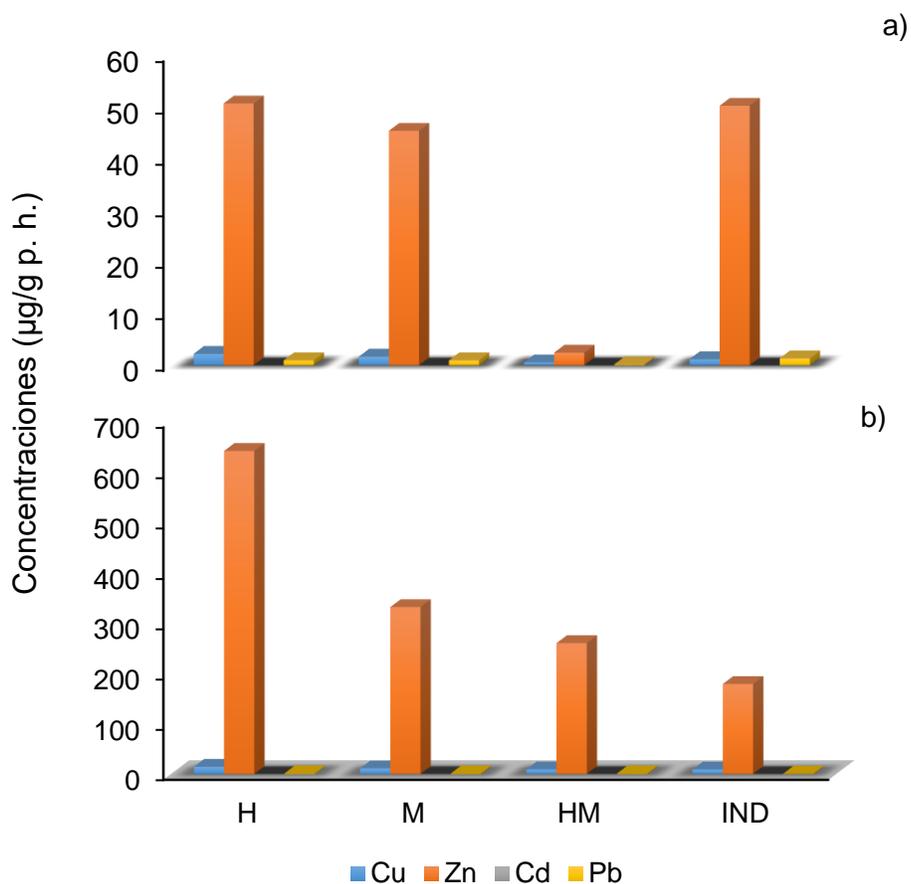


Fig. 6. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb de sexos por épocas: a) Cálida; b) Fría, en el músculo de cabrilla sardinera, en Santa Rosalía BCS, México.

7.3.2.2.2. Relación MP por tallas/sexo durante épocas climáticas

De acuerdo a las tallas (chicos, medianos y grandes) por sexos entre épocas climáticas, se observó que en la época cálida las concentraciones promedio de Zn aumentaron en las hembras-medianas (61 $\mu\text{g/g p. h.}$) y machos-grandes (72 $\mu\text{g/g p. h.}$) y los valores bajos los registraron las hembras-grandes (2 $\mu\text{g/g p. h.}$), los machos-medianos (5 $\mu\text{g/g p. h.}$) y hermafroditas-medianos (2 $\mu\text{g/g p. h.}$) (Fig. 7).

Los valores promedio de Cu se mantuvieron constantes para todas las clasificaciones de talla/sexo con concentraciones de 0.4- 5 $\mu\text{g/g p. h.}$ (Fig. 7). El Pb registró los niveles elevados en los machos-medianos (3 $\mu\text{g/g p. h.}$) y hembras-medianas (1.6 $\mu\text{g/g p. h.}$), para el resto de las clasificaciones se registraron concentraciones promedio constantes con valores de 0.2-0.4 $\mu\text{g/g p. h.}$ (Fig. 7), además el Zn y Pb reflejan una relación inversa, valores elevados de Zn disminuyen las concentraciones de Pb (Fig. 7). Para el caso del Cd, se observaron concentraciones similares a las de Cu, valores bajos y constantes en todas las clasificaciones de talla/sexo (Fig.7).

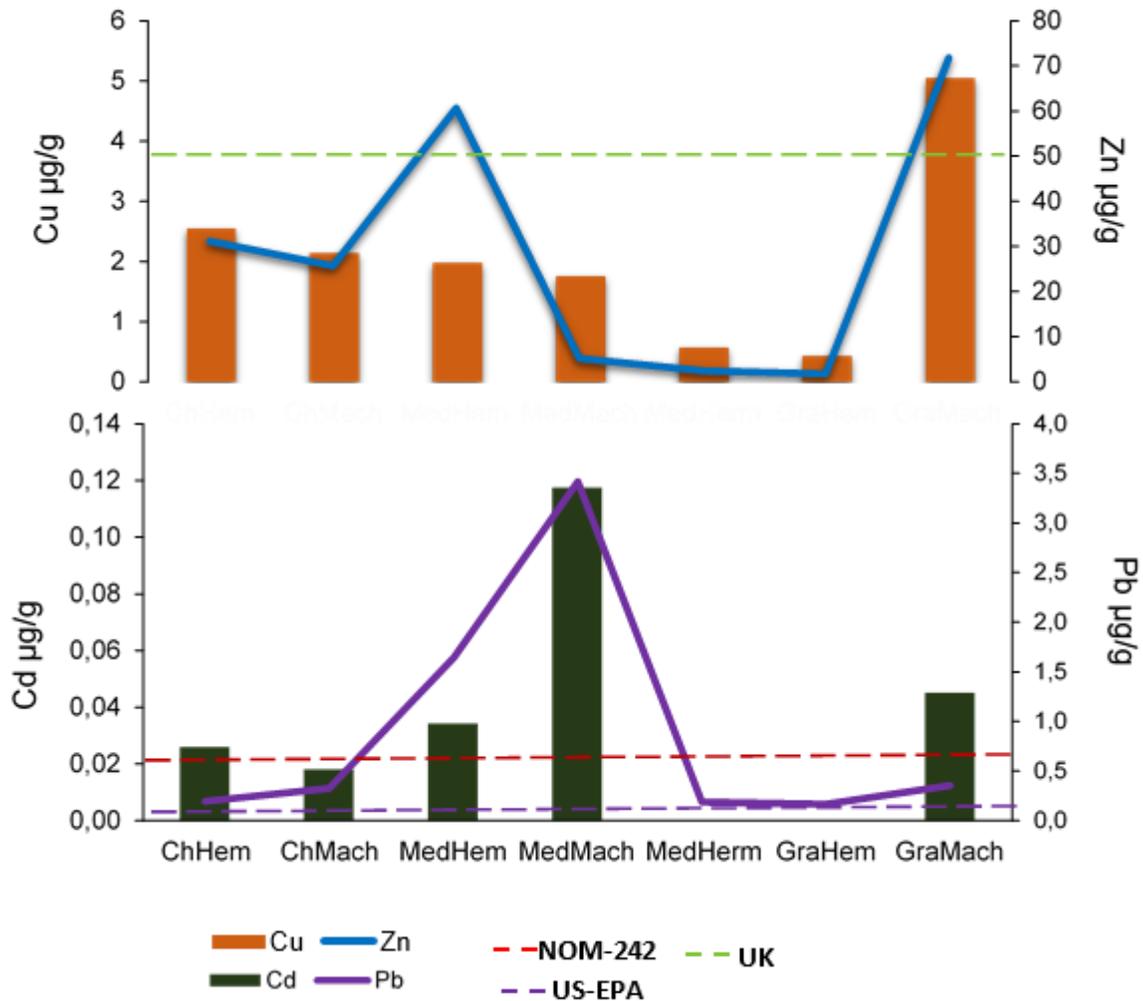


Fig. 7. Niveles promedio (\pm) de a) Cu, Zn. b) Cd y Pb por clasificación de sexo por tallas: **ChHem**: hembras-chicas, **ChMach**: machos-chicos, **MedHem**: hembras-medianas, **MedMach**: machos-medianos, **MedHerm**: hermafroditas-medianos, **GraHem**: hembras-grandes y **GraMach**: machos-grandes en la época cálida de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, en Santa Rosalía, BCS, México.

Las concentraciones promedio de Zn durante la época fría fueron elevadas para las hembras-grandes (1007 µg/g p.h.) y valores bajos para los hermafroditas-medianos (69 µg/g p.h.). En hembras-medianas y machos-medianos (MedHem y MedMach) registraron las mismas concentraciones promedio durante la época fría

(26 $\mu\text{g/g}$ p.h.) y los valores más bajos los registraron los machos-grandes (GrMach) con niveles de 3 $\mu\text{g/g}$ p.h. (Fig. 8). Para el Cd y Pb, altos niveles registraron los hermafroditas-chicos (ChHerm: Cd 0.17 $\mu\text{g/g}$ p.h.) y medianos (MedHerm: Pb 1.5 $\mu\text{g/g}$ p.h.), valores similares fueron para machos y hembras de tallas chicas (Cd 0.11 $\mu\text{g/g}$ p.h.) y valores elevados de Pb las registraron las hembras de tallas chicas y medianas con concentraciones de 1.4 $\mu\text{g/g}$ p.h. y 1.2 $\mu\text{g/g}$ p.h., respectivamente (Fig. 8).

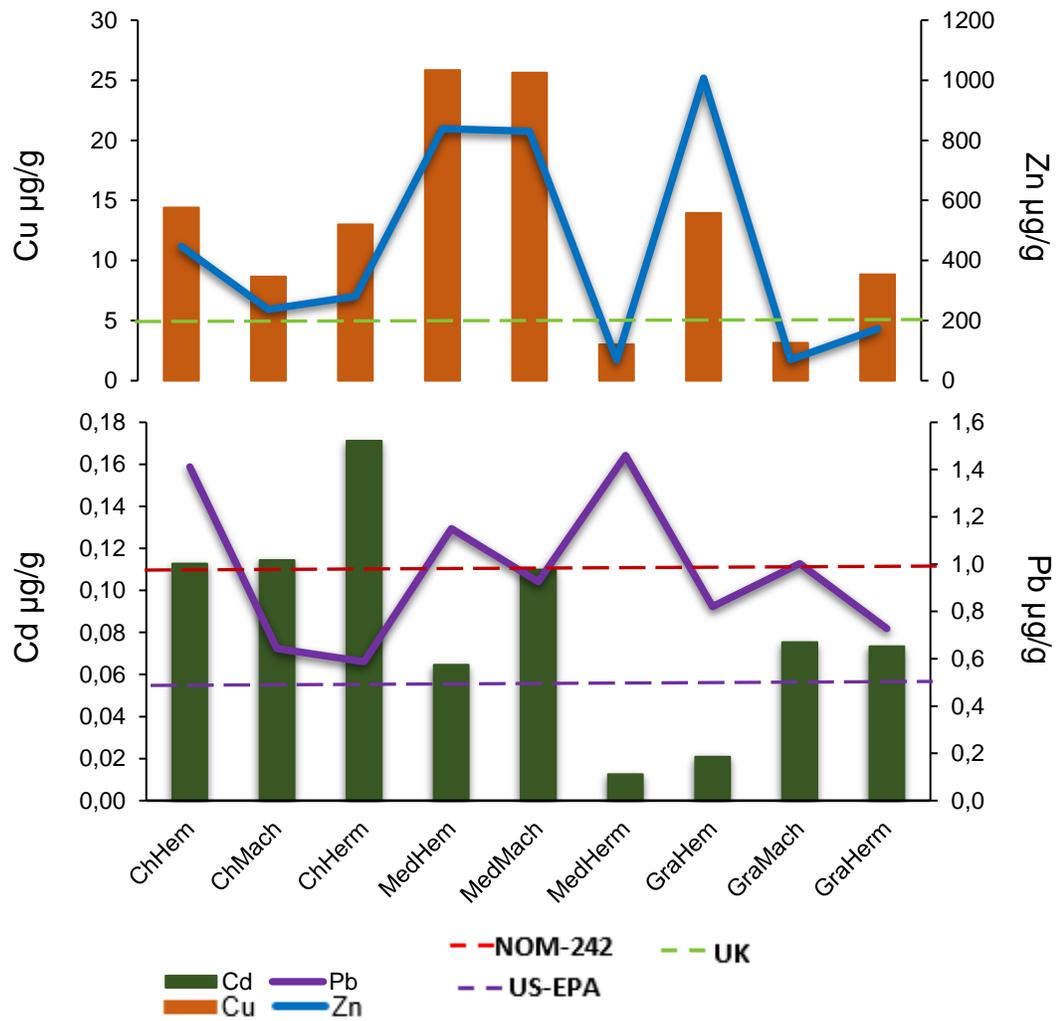


Fig. 8. Niveles promedio (\pm) Cu, Zn, Cd y Pb por clasificación de sexo por tallas: **ChHem**: hembras-chicas, **ChMach**: machos-chicos, **MedHem**: hembras-medianas, **MedMach**: machos-medianos, **MedHerm**: hermafroditas-medianos, **GraHem**: hembras-grandes y **GraMach**: machos-grandes en la época fría de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*. en Santa Rosalía. BCS. México.

7.3.2.2.3. Relación MP vs sexos respecto al año

El análisis general de los organismos por año de muestreo registró una mayor cantidad de número de individuos en el 2014 (n= 180) respecto al 2015 con un total de 57 peces, respecto al sexo de los organismos por año, hubo 99 hembras (H), 41 machos (M), 31 indeterminados (IND) y 9 individuos hermafroditas (HM) en el 2014. En el 2015 se registraron 27 H, 25 M, 4 HM y un IND (Tabla 14). Los organismos clasificados como IND no se consideraron para futuros análisis posteriores de MP debido a que no fue posible asignarle un sexo.

Tabla 14. Número de organismos por sexos, incluyendo años de muestreo, concentraciones de metales pesados (promedio \pm DE) en el músculo de cabrilla sardinera *M. rosacea*, expresados en peso húmedo (p. h).

Año	Sexo	n	Cu	Zn	Cd	Pb
2014	H	99	8.9 \pm 38 ^c	316.2 \pm 1571 ^c	0.06 \pm 0.1	0.87 \pm 1.4 ^b
	min-max		0.2-361	0.8-13165	0-0.58	0.02-7.6
	M	41	8.37 \pm 35.3 ^c	295.3 \pm 1527 ^c	0.06 \pm 0.1	0.77 \pm 1.6 ^b
	min-max		0.1-227	0.4-9442	0-0.37	0-9.8
	HM	9	9.2 \pm 7.7 ^c	111.9 \pm 149.4 ^c	0.1 \pm 0.1	1.1 \pm 1.6 ^{a,b}
	min-max		0.39-20.1	2.45-334	0-0.32	0-5.3
IND	31	2.5 \pm 3.5 ^c	53.8 \pm 84.7 ^c	0.03 \pm 0.05	0.9 \pm 1.4 ^b	
min-max		0.24-14.47	1.6-411	0-0.15	0-6.1	
2015	H	27	29.5 \pm 47 ^c	1017.7 \pm 1940 ^c	0.1 \pm 0.2	1.9 \pm 2.4 ^{a,b}
	min-max		0.23-205	5.42-8702	0-0.68	0-8.9
	M	25	24 \pm 30.4 ^c	775.1 \pm 1036.3 ^c	0.2 \pm 0.35	1.1 \pm 1.1 ^{a,b}
	min-max		0.2-91.7	6.2-4310	0-1.12	0-3.64
	HM	4	6.4 \pm 8.6 ^c	260.8 \pm 377 ^c	0.01 \pm 0.01	0.27 \pm 0.2
	min-max		0.7-19.12	5-260	0-0.01	0-0.52
IND	1	54.43 ^c	1698.78 ^c	0.19	1.69 ^{a,b}	

^avalores por arriba del límite recomendado por la norma oficial mexicana **NOM-242-SSA1-2009** (Cd 0.5 y Pb 1.0 μ g/g p.h.)

^bcriterio US-EPA, FDA rebasando los límites establecidos de 0.05 para Cd y 0.5 para Pb, ^cnorma del Reino Unido (UK-EEA food standards) Zn 50 y Cu 5 μ g/g p.h

Se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de metales pesados por año ($P < 0.05$), y de acuerdo con los niveles promedio de MP por año, las concentraciones más altas se registraron en el año 2015 (Cu= 26 ± 38.4 , Zn= 867 ± 1499 , Cd= 0.2 ± 0.3 y Pb= 1.5 ± 1.9) respecto al 2014 (Cu= 8.8 ± 31.5 , Zn= 251 ± 1239 , Cd= 0.08 ± 0.2 y Pb= 0.97 ± 1.6 , respectivamente) (Fig. 9), niveles que superan ampliamente los límites por la norma mexicana NOM-242 en el caso del Pb ($1.0 \mu\text{g/g p.h.}$). El Cd se encontró dentro de los niveles estipulados por la norma, más no así para la norma de Estados Unidos (EPA), ya que ambos elementos (Pb y Cd) sobrepasaron las concentraciones permitidas (0.05 Cd y $0.5 \text{ Pb } \mu\text{g/g p.h.}$). Para Zn y Cu en México no hay límites establecidos por lo que se consideró la norma del Reino Unido, la UK-EEA (food standards) que establece $50 \mu\text{g/g p.h. Zn}$ y $5 \mu\text{g/g p.h. Cu}$, mismas que los niveles de ambos elementos superaron la norma.

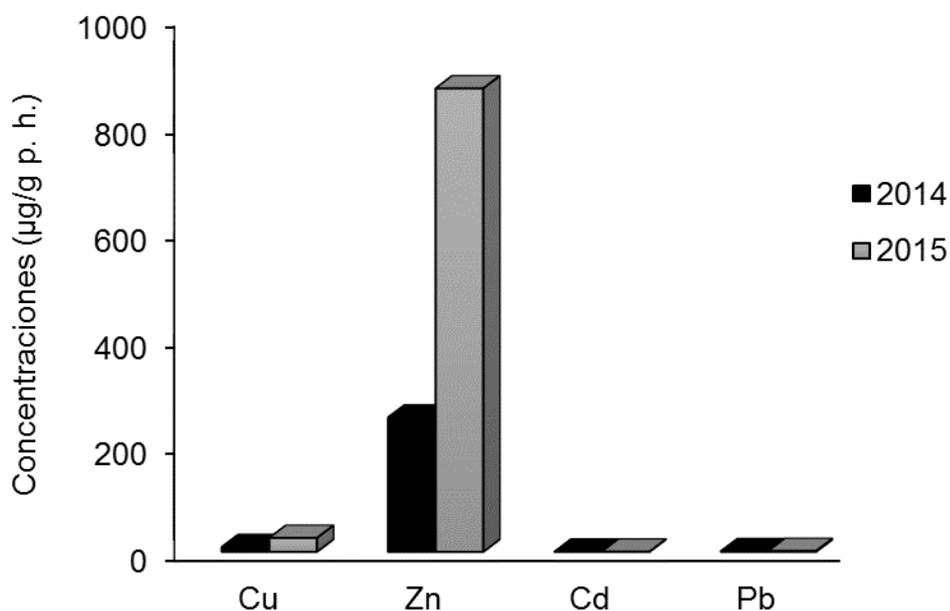


Fig. 9. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb por año de muestreo de la cabrilla sardinera *Mycteroperca roscea*, en Santa Rosalía, BCS, México.

En comparación con el 2014, las hembras (H) registraron mayores concentraciones de Zn en el 2015 (1017.7 ± 1940), seguido de los machos (M) (775.1 ± 1036.3) y hermafroditas (HM) (260.8 ± 377) (Tabla 14). Los niveles promedio de Cu mantuvieron valores similares en ambos sexos en el 2014 (H= 8.9 ± 38 ; M= 8.37 ± 35.3), mientras que los HM registraron altos niveles (9.2 ± 7.7) (Fig. 10 a, Tabla 14). En el 2015 las concentraciones fueron similares en ambos sexos (H= 29.5 ± 47 ; M= 24 ± 30.4), respectivamente y bajos niveles los registraron los HM (6.4 ± 8.6).

El Cd en el 2014 se registraron niveles menores a $0.1 \mu\text{g/g}$ en H y M (0.06 ± 0.1 , ambos) y de 0.15 ± 0.1 en los HM; no obstante, en el 2015 los M tuvieron valores ligeramente elevados (0.2 ± 0.35) en comparación con las H (0.1 ± 0.2). (Fig. 10 a y b, Tabla 14). Para el caso del Pb, tuvo una tendencia similar respecto al año, valores altos en el 2015 (Fig. 10, b), los promedios fueron similares para H (1.9 ± 2.4) y M (1.1 ± 1.1) y bajos niveles en HM (0.27 ± 0.2). En el 2014 los niveles promedios fueron menores respecto al 2015, mientras que las H registraron valores altos (0.87 ± 1.4) en comparación con los M (0.77 ± 1.6), siendo los HM con los niveles más elevados (1.1 ± 1.6) durante ese año (Fig. 10, a). De acuerdo con el análisis estadístico, se encontraron diferencias significativas entre años ($P < 0.05$) pero no entre M y H ($P > 0.05$).

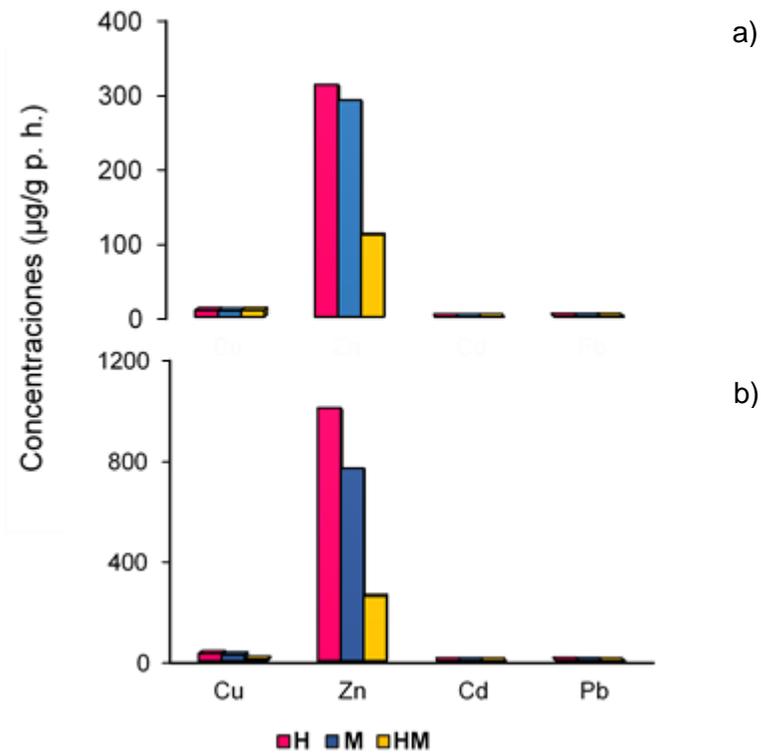


Fig. 10. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb por la clasificación de sexos y año de muestreo: a) **2014** y b) **2015** de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, en Santa Rosalía, BCS, México.

7.3.2.2.4. Relación MP respecto a la temperatura

Las concentraciones de metales pesados (MP) durante el periodo de muestreo (marzo 2014 a mayo 2015) fluctuaron durante los dos años. Tal es el caso del Cu, cuyos niveles más elevados se registraron en el 2015, durante los meses de marzo (29 ± 31) y abril (60 ± 49.4) mismas que coincidieron con temperaturas bajas (20 y 22 °C), mientras que en los meses con temperaturas cálidas (24 a 30°C) las concentraciones de Cu fueron bajas (1.0-5.0 $\mu\text{g/g p. h.}$) (Fig. 11, a).

Los niveles promedio de Zn fueron mayores en mayo 2014 (941 ± 2893) y abril 2015 (2300 ± 2118), meses en que las temperaturas oscilaron en 22 y 22.5°C respectivamente, los valores bajos se registraron en agosto 2014 (1.7 ± 0.62) a temperatura de 29°C (Fig. 11, b). Los valores de Cd fueron menores a 0.01 $\mu\text{g/g p. h.}$ durante los meses de abril a diciembre del 2014, enero y febrero del 2015 a temperaturas de 18 a 30°C, mientras que las concentraciones más elevadas se registraron en marzo 2014 (0.2 ± 0.1) y 2015 (0.4 ± 0.1) (Fig. 11, c).

Las concentraciones de Pb durante los meses de muestreo fueron fluctuantes, independientemente del registro de temperatura, mantuvo concentraciones de 1.0 a 3.0 $\mu\text{g/g p. h.}$, siendo mayores en septiembre 2014 (3.0 ± 3) y las menores (1.0 $\mu\text{g/g p. h.}$) en los meses de mayo, octubre del 2014 y enero 2015 (Fig. 11, d).

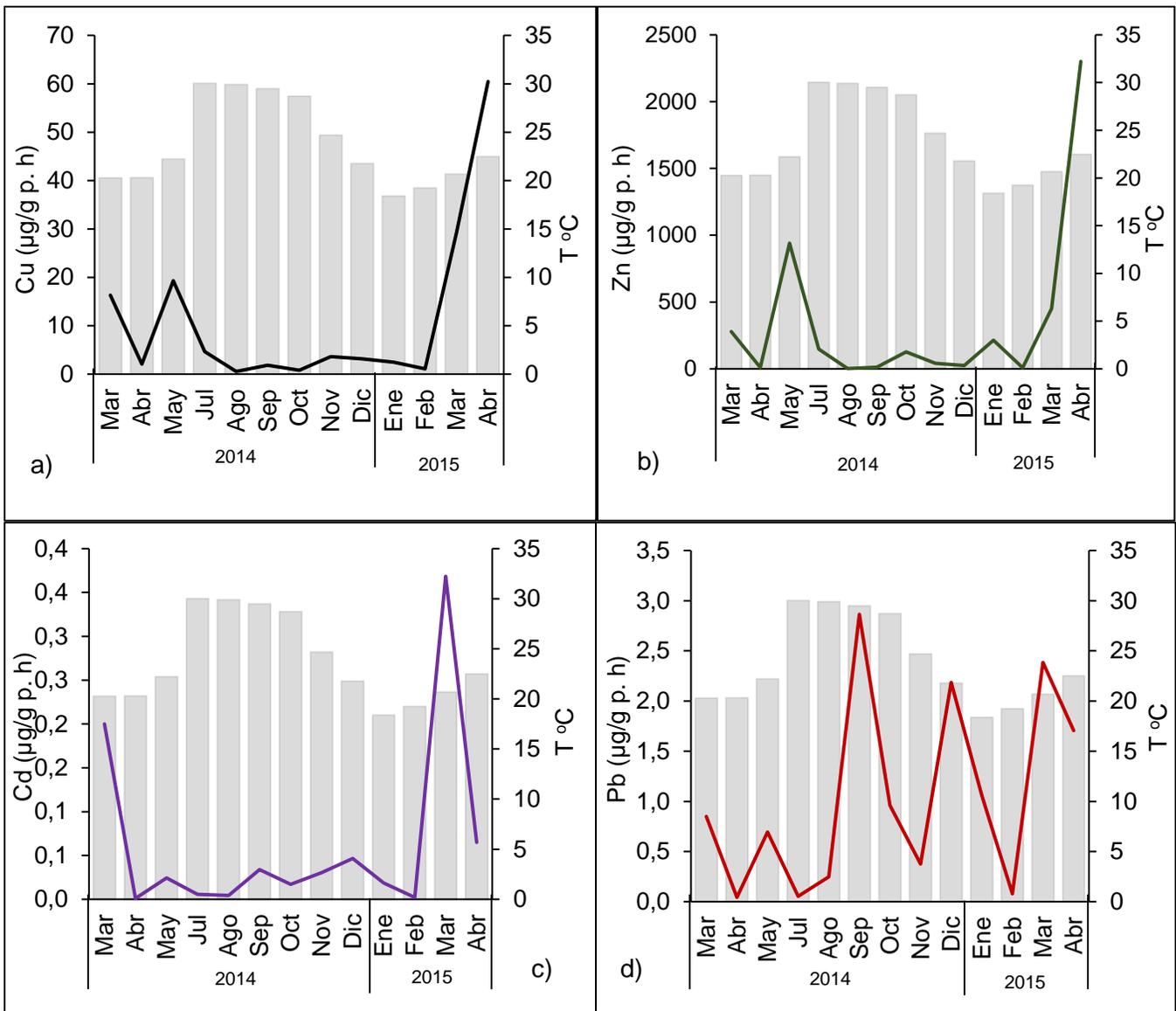


Fig. 11. Niveles promedio (\pm) de: a) Cu, b) Zn, c) Cd y d) Pb y temperatura por meses de muestreo de la cabrilla sardinera, en Santa Rosalía BCS, México.

7.3.3. Relación MP y proporción sexual de los organismos

De acuerdo con la proporción de sexos realizada por Pérez-Olivas *et al.* (2018) para el total de muestras analizadas (n : 277) fue de 2H:1M, distinto a la proporción esperada de 1:1.

En relación con las concentraciones de metales pesados (MP), se observó que cuando en la proporción sexual las hembras incrementan en número, las concentraciones de MP fueron bajas, mientras que el Pb incrementó gradualmente (Tabla 11), es decir, los meses en que se registraron más hembras fueron: marzo (2.3H:1M), septiembre (4H:1M), noviembre (5.3H:1M), diciembre (16H:1M) del 2014 y abril (2.8H:1M) del 2015, siendo el registro más elevado ($2.9 \pm 3.0 \mu\text{g/g}$) en septiembre 2014 con una proporción sexual de 4H:1M (Tabla 15).

Tabla 15. Relación metales pesados (promedio \pm DE) y proporción de sexos por meses de muestreo de la cabrilla sardinera *M. rosacea*, en Santa Rosalía, BCS, México.

Mes/Año	Proporción de sexos		Metales pesados			
	Hembra	Macho	Cu	Zn	Cd	Pb
Mar.-14	2.3	1	16 \pm 8.6	280 \pm 195	0.2 \pm 0.1	0.8 \pm 0.4
Abr.-14	1.9	1	2 \pm 2.4	10 \pm 3.6	0	0.04 \pm 0.04
May.-14	1.1	1	19 \pm 68	941 \pm 2893	0.02 \pm 0.05	0.6 \pm 1.0
Jul.-14	3	1	5	147	0.01	0.06
Ago.-14	2	1	1 \pm 0.3	2 \pm 0.6	0	0.2 \pm 0.2
Sep.-14	4	1	2 \pm 1.3	13 \pm 13	0.03 \pm 0.04	2.9 \pm 3.0
Oct.-14	2.2	1	1 \pm 0.4	127 \pm 99	0.02 \pm 0.02	0.9 \pm 0.7
Nov.-14	5.3	1	4 \pm 4.2	42 \pm 28.7	0.03 \pm 0.02	0.3 \pm 0.8*
Dic.-14	16	1	3 \pm 2.0	25 \pm 7.9	0.05 \pm 0.1	2.1 \pm 2.0*
Ene.-15	0.8	1	2 \pm 2.3	215 \pm 118	0.02 \pm 0.02	1.0 \pm 0.01
Feb.-15	1	1	1 \pm 0.3	7 \pm 1.3	0	0.08
Mar.-15	1.9	1	29 \pm 31	452 \pm 513	0.4 \pm 0.3	2.3 \pm 2.0
Abr.-15	2.8	1	60 \pm 49	2301 \pm 2118	0.06 \pm 0.1	1.7 \pm 1.9*

Valores de proporción de sexos tomados de Pérez-Olivas (2016). El * significa diferencias significativas (X^2) reportadas por el autor. Sombreado gris muestra los valores más elevados de Pb.

7.3.4. Relación MP y ciclo reproductivo

La madurez gonadal y las distintas etapas que lo conforman fueron descritas previamente por Pérez-Olivas *et al.* (2018). A continuación, se detallan los porcentajes de los estadios de madurez por meses de muestreo incluyendo las concentraciones de MP en las Tablas 16 y 17.

Durante la temporada de desove (D) registrada en los meses de marzo, abril y mayo 2014 y 2015, en ambos sexos se observaron los valores promedios altos de Cu, Zn y Pb. En contraste, bajas concentraciones de Cu, Zn se registraron en la etapa de reposo (R) e incrementaron los niveles promedios de Pb, sin embargo, durante este periodo no se registraron concentraciones de Cd (Tabla 16 y 17).

Los promedios de Cu y Zn fueron aumentando gradualmente y las concentraciones de Pb disminuyeron durante la temporada de madurez (M), para el caso del Cd, sus valores estuvieron bajo el límite de detección del ICPMS. Posteriormente, no se observó claramente el periodo de pos-desove debido a los altos porcentajes de atresia (en el caso de las hembras) y de reabsorción (machos) durante los meses de marzo y abril 2015, por lo que se consideró como desove. Cuando los porcentajes de atresia y reabsorción fueron elevados, las concentraciones de Cu, Zn, Cd y Pb incrementaron durante el periodo (Tabla 16 y 17).

Tabla 16. Relación metales pesados (×) y los estadios de madurez gonadal de hembras de la cabrilla sardinera *M. rosacea*, en Santa Rosalía, BCS, México.

Año	Mes	Org n	Estadio	Hembras				Metales pesados				
				Crecimiento primario	Crecimiento secundario	Vitelogénesis	Madurez Desove	Atresia	Cu	Zn	Cd	Pb
2014	Mar	10		43	7	0	7	43	16	280	0.2	1
	Abr	13	Desove	14	5	43	29	9	2	10	0.0	0
	May	20		31	0	38	31	0	19	941	0.0	1
	Jul	1		100	0	0	0	0	5	147	0.0	0.1
	Ago	6		100	0	0	0	0	1	1.7	0.0	0.2
	Sep	5	Reposo	100	0	0	0	0	2	13.2	0.0	3
	Oct	7		55	0	18	0	27	1	127	0.0	1
	Nov	21		100	0	0	0	0	4	42.2	0.0	0.4
	Dic	16		100	0	0	0	0	3	25	0.0	2
	2015	Ene	5	Madurez	50	17	17	0	16	2	214.7	0.0
Feb		5	40		40	0	0	20	1	7	0.0	0.1
Mar		10	Desove	20	5	10	45	20	29	451.8	0.4	2
Abr		7		41	17	17	25	0	60	2301	0.1	2

Tomado y modificado de Pérez-Olivas, (2016).

Tabla 17. Relación metales pesados (×) y estadios de madurez gonadal en machos de la cabrilla sardinera *M. rosacea*, en Santa Rosalía, BCS, México.

Año	Mes	Org n	Estadio	Machos				Metales pesados			
				Regresión	Maduro	Espermiado	Reabsorción	Cu	Zn	Cd	Pb
2014	Mar	4		0	0	100	0	16	280	0.2	1
	Abr	9	Desove	9	18	45	27	2	10	0	0
	May	19		0	11	83	6	19	941	0	1
	Jul	0		100	0	0	0	5	147	0	0.1
	Ago	2		67	0	0	33	1	1.7	0	0.2
	Sep	2	Reposo	100	0	0	0	2	13.2	0	3
	Oct	0		80	20	0	0	1	127	0	1
	Nov	4		100	0	0	0	4	42.2	0	0.4
	Dic	1		100	0	0	0	3	25	0	2
2015	Ene	7	Madurez	75	25	0	0	2	214.7	0	1
	Feb	5		0	40	60	0	1	7	0	0.1
	Mar	7	Desove	9	82	9	0	29	451.8	0.4	2
	Abr	6		40	60	0	0	60	2301	0.1	2

Tomado y modificado de Pérez-Olivas, (2016).

7.3.4.1. Relación MP e índices morfofisiológicos

Los valores del índice gonadosomático (IGS) reportados por Pérez-Olivas *et al.* (2018) coincidieron con los promedios más altos de Cu y Zn para ambos sexos durante la temporada de desove (marzo a mayo 2014 y 2015). Por el contrario, cuando los valores de Pb y Cd incrementan en concentración, los niveles del IGS disminuyen en ambos sexos (Fig.12). Asimismo, se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre el IGS y los MP, más no entre sexos ($P > 0.05$).

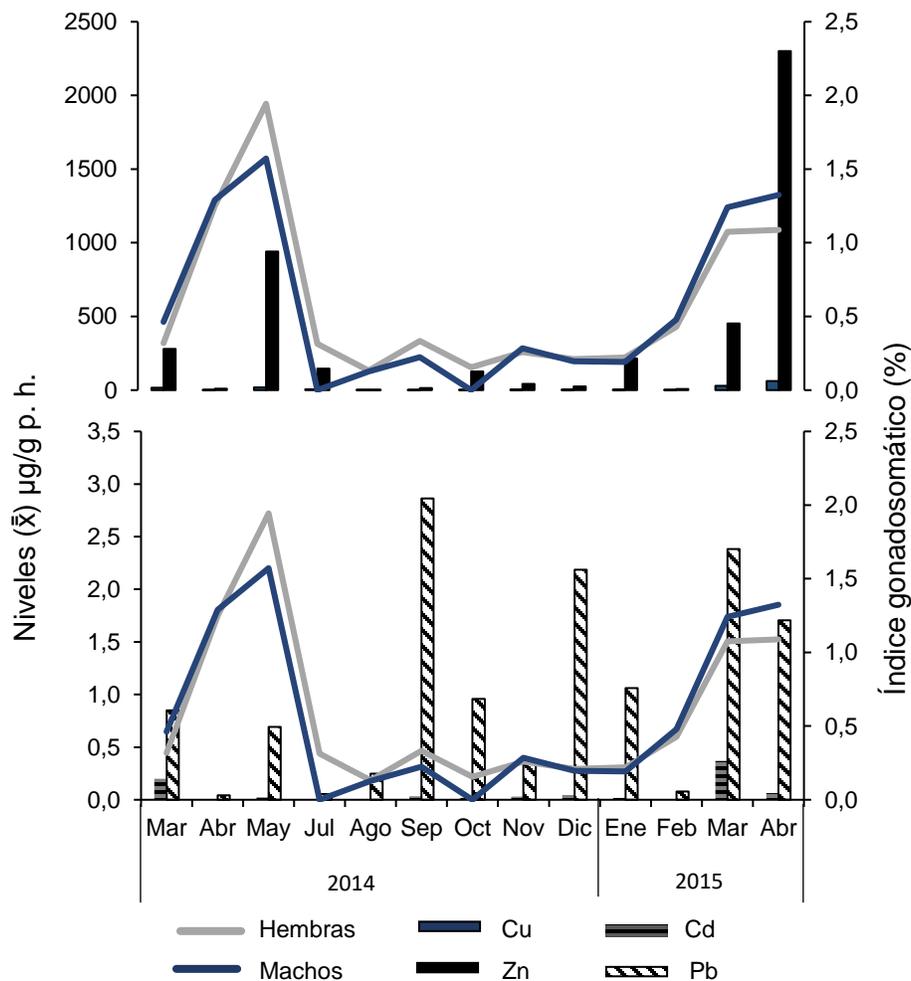


Fig. 12. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb e IGS (tomado y modificado de Pérez-Olivas, 2016) durante los meses de muestreo de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, en Santa Rosalía BCS, México.

Los valores bajos del índice hepatosomático (IHS) se presentaron en los meses de julio (0.6%), diciembre (0.5%, 0.2%) y febrero (0.5%, ambos) en ambos sexos, lo cual coincidió con las menores concentraciones de Cu (5 $\mu\text{g/g p. h.}$; 3 $\mu\text{g/g p. h.}$; 1 $\mu\text{g/g p. h.}$), Zn (147 $\mu\text{g/g p. h.}$; 25 $\mu\text{g/g p. h.}$; 7 $\mu\text{g/g p. h.}$) y Pb (0.1 $\mu\text{g/g p. h.}$; 2 $\mu\text{g/g p. h.}$; 0.1 $\mu\text{g/g p. h.}$) (Fig. 13). La variación del IHS no presentó una tendencia de relacionarse con el evento reproductivo de la cabrilla sardinera.

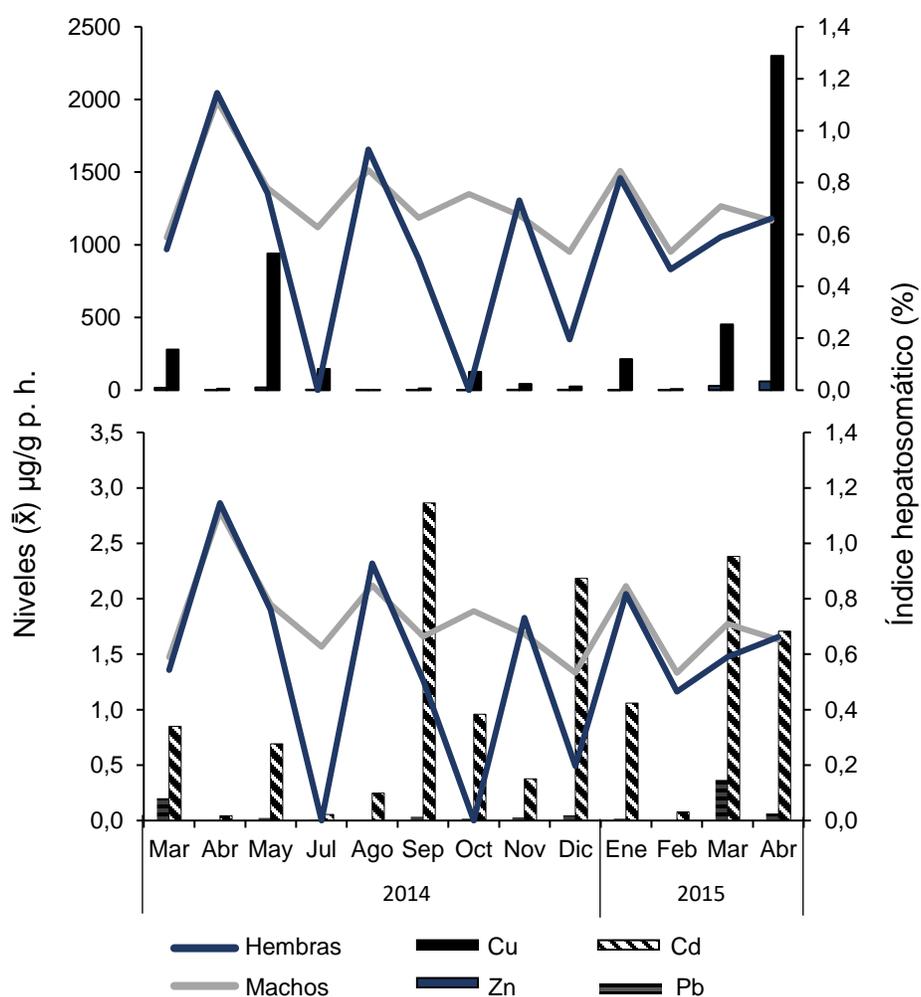


Fig. 13. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb e IHS (tomado y modificado de Pérez-Olivas, 2016) durante los meses de muestreo de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, en Santa Rosalía BCS, México.

De acuerdo con el factor de condición (FC), la cabrilla sardinera mantiene una condición de salud estable, sin múltiples fluctuaciones durante los meses de muestreo, de manera que los incrementos y disminuciones del índice son independientemente de las concentraciones de Cu, Zn, Cd y Pb, por lo tanto, no se observa una tendencia adjudicable con los metales pesados (Fig. 14).

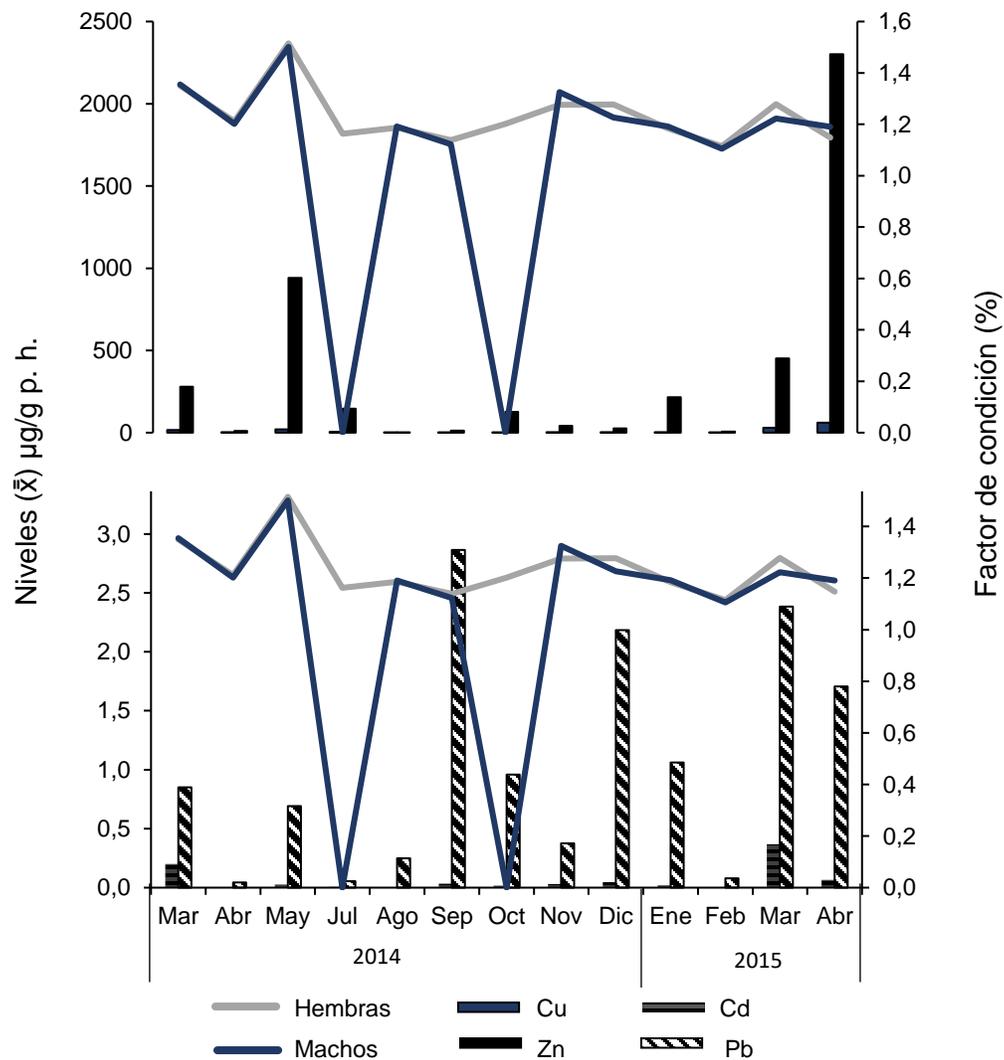


Fig. 14. Niveles promedio (\pm) de Cu, Zn, Cd y Pb y FC (tomado y modificado de Pérez-Olivas, 2016) durante los meses de muestreo de la cabrilla sardinera *Mycteroperca roscea*, en Santa Rosalía BCS, México.

7.3.5. Alteraciones histopatológicas en el hígado

En la Tabla 18, se detallan los porcentajes y las prevalencias de las alteraciones. En este sentido, la descripción histopatológica del hígado del total ($n=50$) examinados fueron descritas siete lesiones, de las cuales las prevalencias fueron en orden de importancia (mayor a menor): lipidosis (82%), necrosis (70%), tumefacción celular (52%), hemorragia y granuloma (30%), hiperplasia (26%) y fibrosis (10%). Los mayores porcentajes de lesiones leves se registraron en noviembre (Tabla 19, Fig. 15, a), mientras que en diciembre se registraron las lesiones más graves (Tabla 19, Fig. 15, b).

Tabla 18. Frecuencia de las alteraciones histopatológicas en hígado de la cabrilla sardinera *M. rosacea* en Santa Rosalía, BCS.

Reacción de patrón	Grado de alteración		total	%
	2 (leve)	6 (grave)		
Tumefacción celular	16	10	26/50	52
Lipidosis	26	15	41/50	82
Hipertrofia	4	1	5/50	10
Necrosis	12	23	35/50	70
Hemorragia	8	7	15/50	30
Hiperplasia linfoide	8	5	13/50	26
Granuloma	5	10	15/50	30

Tabla 19. Frecuencia de las alteraciones histopatológicas en hígado de la cabrilla sardinera en noviembre y diciembre en Santa Rosalía, BCS.

Reacción de patrón	Noviembre (n: 30)		Diciembre (n: 20)	
	Leve (%)	Grave (%)	Leve (%)	Grave (%)
Tumefacción celular	37	17	25	25
Lipidosis	60	27	40	35
Hipertrofia	0	0	10	5
Necrosis	33	43	10	50
Hemorragia	27	7	0	25
Hiperplasia linfoide	23	7	5	15
Granuloma	13	20	5	20

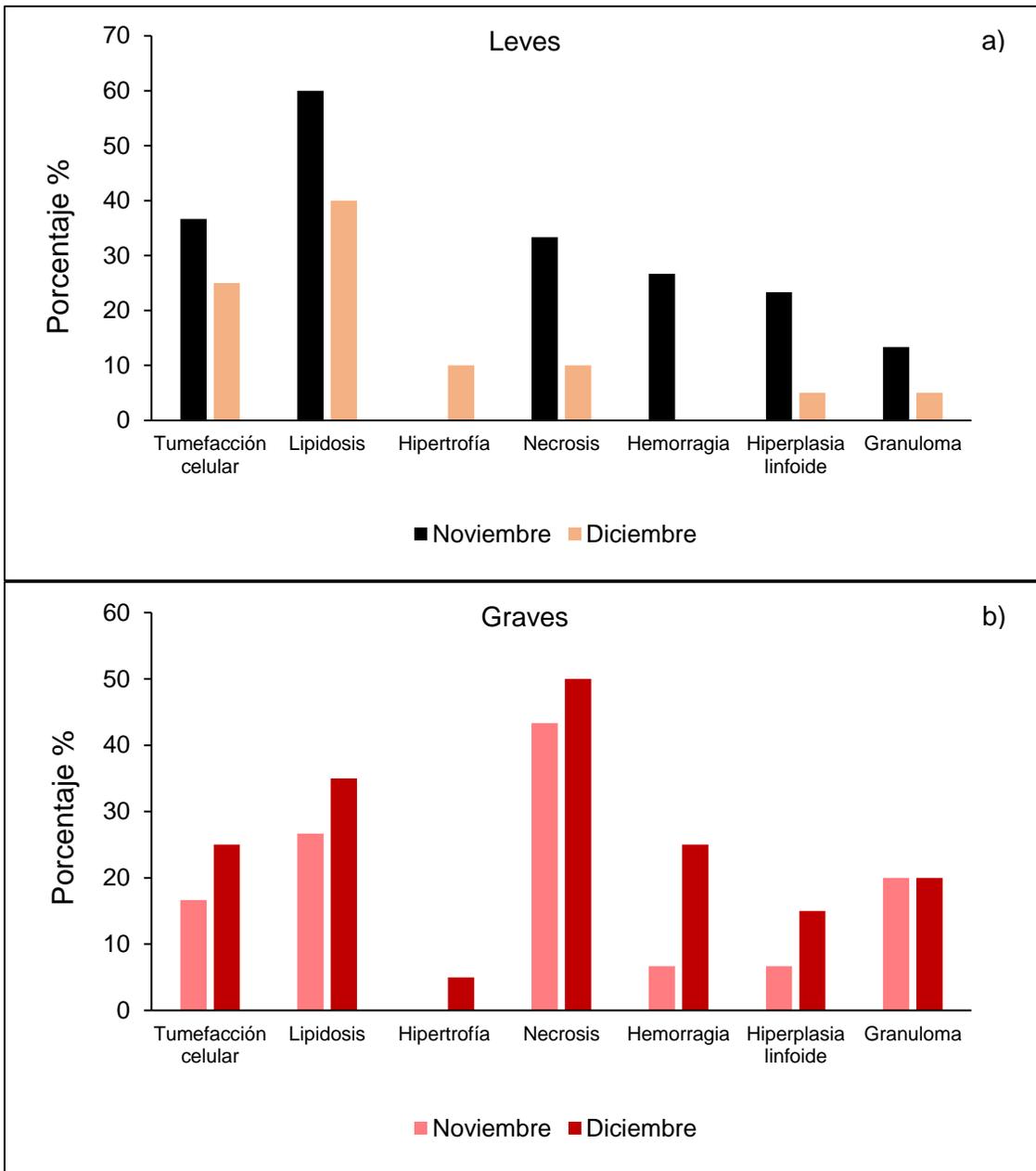


Fig.15. Porcentaje de las alteraciones histopatológicas en el tejido hepático de la cabrilla sardinera *M. rosacea*; a) Leves y b) Graves en Santa Rosalía, BCS.

En noviembre (*n*: 30) la composición de sexos estuvo integrada de 21 hembras, 4 machos y 5 indeterminados. En diciembre (*n*: 20), 16 hembras, 1 macho, 1 hermafrodita y 2 indeterminados (Tabla 20). En diciembre las lesiones graves incrementaron en las hembras en un 90% respecto a noviembre (63%), siendo necrosis (40%), lipidosis (30%) y hemorragia (20%) enmarcadas con los mayores porcentajes (Fig. 16, Tabla 21). En contraste, para los machos registraron lesiones leves durante noviembre siendo lipidosis (13%), necrosis y tumefacción celular (7%) con los mayores porcentajes (Fig. 16, Tabla 20).

En este sentido, se observó una relación entre los niveles de Cu y las lesiones patológicas, es decir, a medida que incrementan en porcentaje las lesiones graves en diciembre tanto para machos como hembras, se registraron altas concentraciones de Cu, siendo mayores en machos en diciembre (Cu=1.82 µg/g p. h.), mientras que en noviembre las hembras presentaron niveles elevados de Cu (2.5 ± 4.86) (Fig. 16), para el caso de Pb no existe una clara relación.

El Pb no se registró en los machos ni en elevadas concentraciones para las hembras (0.1 ± 0.4). En diciembre hubo un incremento significativo en los niveles de Pb en hembras (0.4 ± 0.6) y en hermafroditas (1.14 µg/g p. h.). De acuerdo con los análisis estadísticos, se presentaron diferencias significativas entre sexos, meses y tallas ($P < 0.05$).

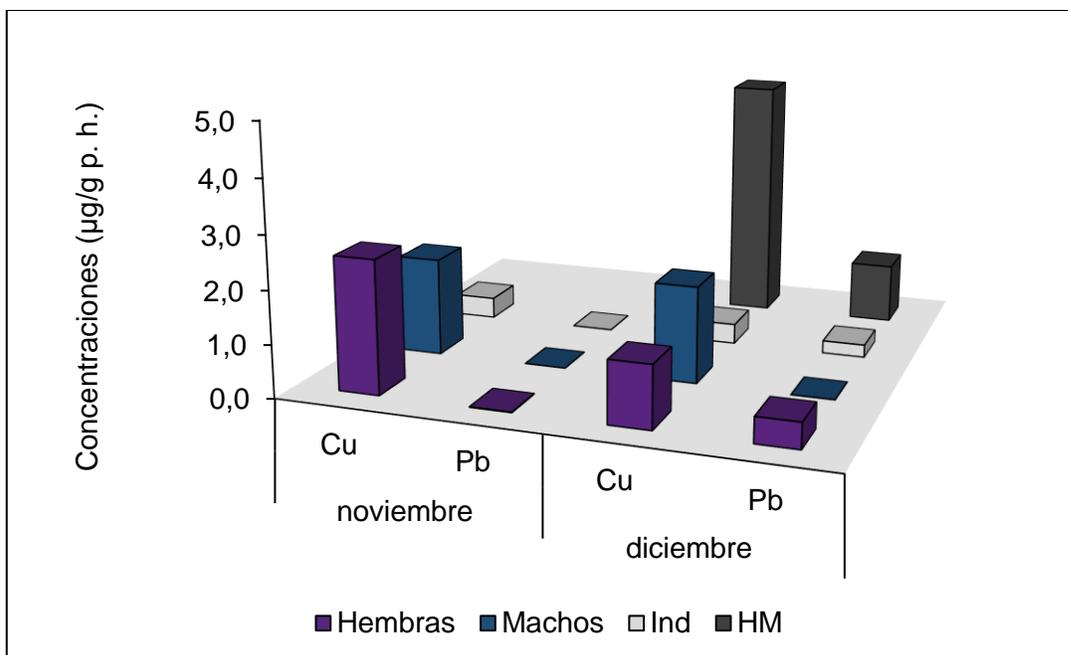


Fig.16. Concentraciones ($\mu\text{g/g p. h.}$) de Cu, Pb y Hg en el hígado de la cabrilla sardinera *M. rosacea*; por sexos; hembras, machos, Ind=indeterminados y HM= hermafroditas en Santa Rosalía, BCS.

Tabla 20. Porcentaje de las alteraciones histopatológicas en el hígado de la cabrilla sardinera por sexos: H (hembras), M (machos), IND (indeterminados) en noviembre procedentes de Santa Rosalía, BCS.

Tipo de reacción	Noviembre 2014					
	H (n: 21)		M (n: 4)		IND (n: 5)	
	leve (%)	grave (%)	leve (%)	grave (%)	leve (%)	grave (%)
Tumefacción celular	23	13	7	0	7	3
Lipidosis	33	23	13	0	13	3
Hipertrofia	0	0	0	0	0	0
Necrosis	20	33	7	0	7	10
Hemorragia	20	7	3	0	3	0
Hiperplasia linfoide	17	7	0	0	7	0
Granuloma	3	17	3	0	7	3

Tabla 21. Porcentaje de las alteraciones histopatológicas en el hígado de la cabrilla sardinera por sexos: H (hembras), M (machos), IND (indeterminados), HM (hermafroditas) en diciembre procedentes de Santa Rosalía, BCS.

Tipo de reacción	Diciembre 2014							
	H (n: 16)		M (n: 1)		IND (n: 2)		HM (n: 1)	
	leve (%)	grave (%)	leve (%)	grave (%)	leve (%)	grave (%)	leve (%)	grave (%)
Tumefacción celular	25	15	0	0	0	5	0	5
Lipidosis	35	30	5	0	0	0	0	5
Hipertrofia	10	5	0	0	0	0	0	0
Necrosis	0	40	5	0	5	5	0	5
Hemorragia	0	20	0	0	0	0	0	0
Hiperplasia linfoide	5	15	0	0	0	0	0	0
Granuloma	5	15	0	0	0	0	0	5

Las variaciones del daño al hígado mediante el índice del órgano (I_{org}) se detallan en la Tabla 22. Los valores del I_{org} fluctuaron de 0 a 0.36, con un valor medio de 0.098 (95% IC [0.07, 0.12]). No se encontró una relación clara entre el I_{org} y la talla de los organismos, la concentración (\pm) de Cu y Pb, ni por sexo ($P > 0.05$, en todos los casos; Tabla 22). Sin embargo, al realizar un *bootstrapping* no hubo diferencias significativas en todas las variaciones antes mencionadas, excepto entre sexos ($p > 0.05$), es decir, los machos son menos susceptibles de tener lesiones en el hígado ($b = -0.02$, $t = -3.47$, $p < 0.05$) (Fig. 17).

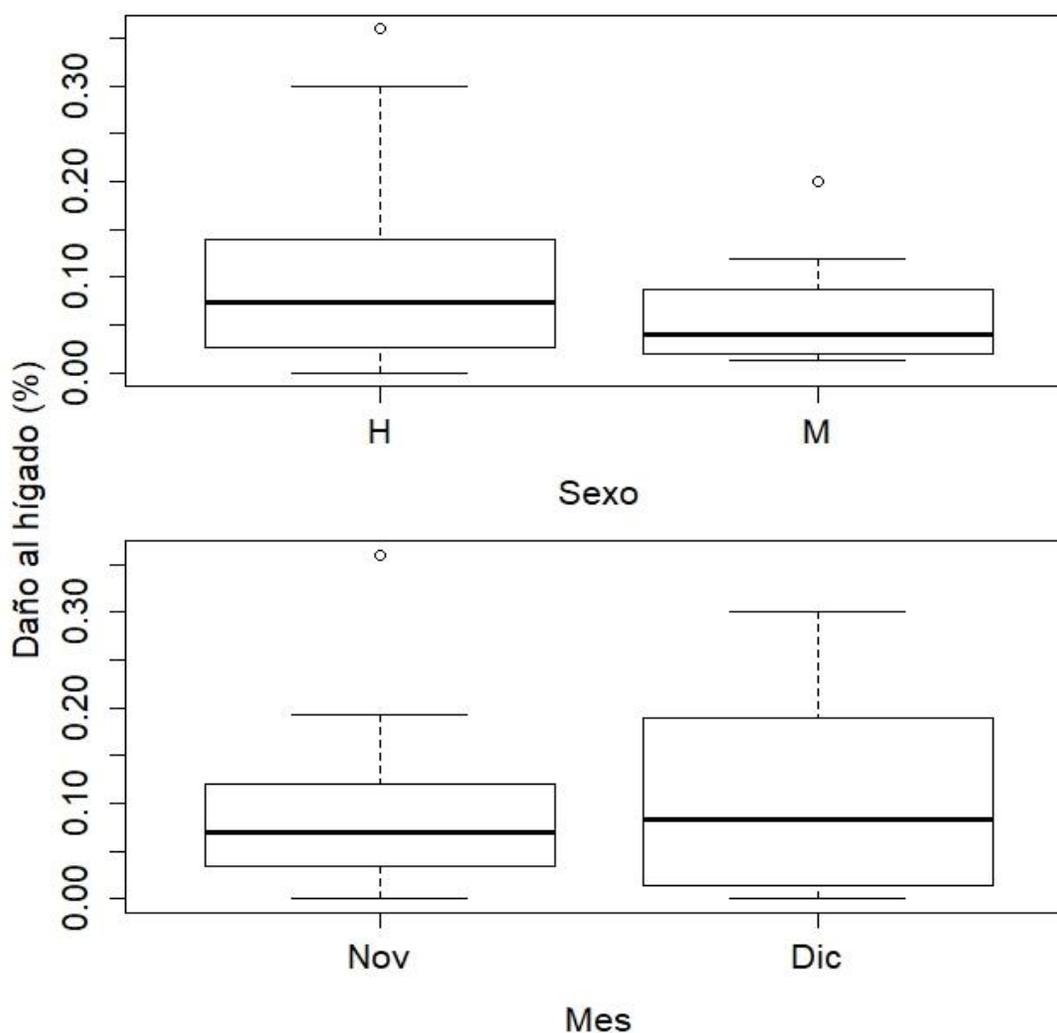


Fig.17. Valores del índice del órgano (I_{org}) del hígado de la cabrilla sardinera *M. rosacea*; por sexos (H, M) y meses (nov y dic) en Santa Rosalía, BCS.

Tabla 22. Valores del Modelo Lineal Generalizado (GML) para la relación del I_{org} y sus variaciones por talla, sexo y para cada metal pesado en el hígado de la cabrilla sardinera en Santa Rosalía, BCS.

Variaciones	Estimado	I.C. Inferior (95%)	I.C. Superior (95%)	Err. Std.	t	P
Intercepto	0.01	-0.15	0.17	0.08	0.1	0.8
talla	0.003	-0.001	0.008	0.002	1.2	0.2
Cu	-0.007	-0.01	0.001	0.004	-1.6	0.1
Pb	-0.003	-0.06	0.05	0.03	-0.11	0.9
Hg	0.17	-0.13	0.48	0.15	1.1	0.2
Sexo: machos	-0.05	-0.13	0.02	0.03	-1.4	0.1

8. Biomagnificación

Se analizaron las concentraciones de MP de las presas principales en la dieta de la cabrilla sardinera, de acuerdo con los valores de diferentes análisis tróficos (%IIR, %PSIRI, %P y %WPSIRI). Además, se consideraron las variaciones de la dieta entre sexos (Pérez-Rojo, 2016) para analizar su relación con los MP. Los resultados de los diferentes análisis tróficos se detallan en las Tablas 23, 24 y 25.

En este sentido, entre las presas analizadas, *Microlepidotus inornatus* (28 $\mu\text{g/g}$) y *Sardinops sagax* (21 $\mu\text{g/g}$) presentaron las concentraciones más altas de Zn, mientras que los niveles de Cd y Pb más elevados los registraron *Stegastes rectifraenum* (1 $\mu\text{g/g}$) y *M. inornatus* (0.36 $\mu\text{g/g}$, 0.32 $\mu\text{g/g}$). En contraste, bajos niveles de Cu se presentaron en *S. sagax* (0.08 $\mu\text{g/g}$), *M. inornatus* (0.32 $\mu\text{g/g}$) y *S. rectifraenum* (0.76 $\mu\text{g/g}$). El eufáusido *Nyctiphanes simplex* presentó las concentraciones más bajas para todos los elementos (Tabla 23, Fig. 18).

De acuerdo con la NOM-242, todas las especies presas superaron el límite establecido para Cd (Tabla 18), y para Pb *S. rectifraenum* (1 $\mu\text{g/g}$). Considerando las normas internacionales (US, EPA) todas las presas superaron los máximos establecidos para Cd y *S. rectifraenum* para Pb. Respecto al Cu y Zn ninguna especie superó los límites establecidos por la UK-EEA Food Standards (Cu 5 $\mu\text{g/g}^{-1}$ y Zn 50 $\mu\text{g/g}^{-1}$)

Tabla 23. Concentraciones de metales pesados expresados en $\mu\text{g/g}$ p.h. en las principales especies presas en la dieta de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* en Santa Rosalía, BCS, México.

Metales pesados	Especies presa de la cabrilla sardinera			
	<i>N. simplex</i>	<i>S. rectifraenum</i>	<i>S. sagax</i>	<i>M. inornatus</i>
Cu	0.01	0.76	0.08	0.32
Zn	7	9	21	28
Cd	0.21	1	0.11	0.36
Pb	0.01	1	0.08	0.32

* especie presa que superó los límites enmarcados por la NOM-242-SSA1,2009 (0.5 $\mu\text{g/g}$ Cd y 1.0 $\mu\text{g/g}$ Pb) y US-EPA (0.05 $\mu\text{g/g}$ Cd y 0.5 $\mu\text{g/g}$ Pb)

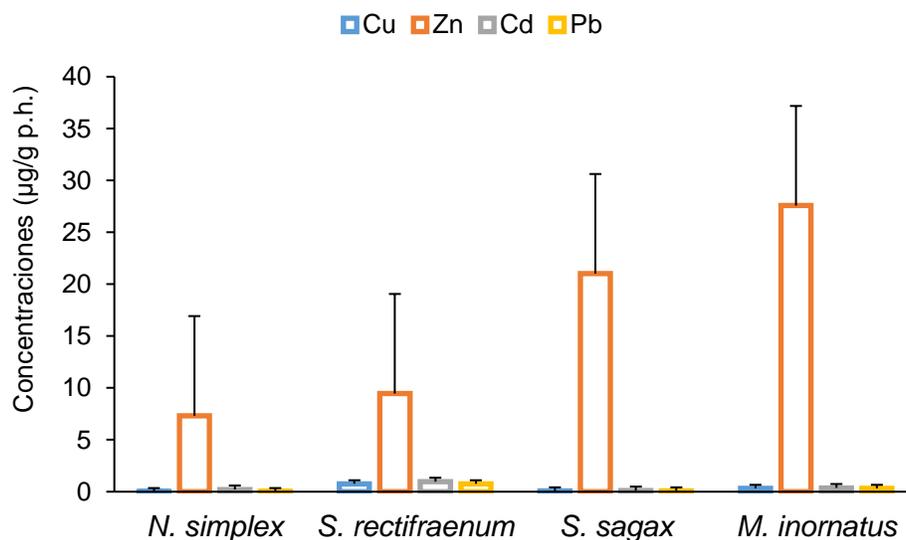


Fig. 18. Concentraciones de metales pesados expresados en $\mu\text{g/g}$ p.h. en las principales especies presas en la dieta de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* en Santa Rosalía, BCS, México.

Los valores de la transferencia trófica de MP a la cabrilla sardinera se detallan en la Tabla 24. Al respecto, en la cabrilla sardinera *M. rosacea*, la especie presa

que mayormente le biomagnifica Cu (FB=1061), Zn (FB=52) y Pb (FB=89) es el eufásido *N. simplex* y Cd se transfiere a través de *S. sagax* (FB=1) y *M. inornatus* (FB=0.2).

Considerando los valores de la importancia relativa de las especies presas utilizando la modificación en la fórmula de FB (considerando el IIR), estos valores cambian en orden de importancia, así la especie presa que más biomagnifica Cu es *M. inornatus* (FB=1803) y *N. simplex* (FB=1607), mientras que para el Zn los que mayor aportan son *S. rectifraenum* (FB=1330) y *M. inornatus* (FB=684), en cambio para Cd y Pb la que más le transfiere es *M. inornatus* (FBCd=8 y FBPb=152).

Sin embargo, respecto a la importancia de las especies presa de acuerdo con la biomasa (%P), quienes transfieren más Cu y Pb a la cabrilla sardinera son *N. simplex* (FBCu=6239, FBPb=524) y Cd, *S. sagax* (FB=703), mientras que Zn sería a través de *S. rectifraenum* (FB=499). Al considerar la importancia de la especie presa específica mediante el %PSIRI y la biomasa del %WPSIRI, se observa que la presa que le biomagnifica más Cu, Cd y Pb es *N. simplex* con ambos valores del PSIRI (Tabla 25), mientras que *S. rectifraenum* le aporta más Zn (FBZn=545 y 48).

También se observó una variación en la integración de las especies presa en la dieta por sexos (Pérez-Rojo, 2016), por lo cual, se consideraron para el FB. En este sentido, considerando los %IIR y %W en la dieta de las hembras, las especies presas que le transfirieron Cu y Pb fueron *N. simplex* (FBCu=1960, 7191; FBPb=165, 604), mientras que Zn y Cd fueron *S. rectifraenum* (FB=2956, 805), *M. inornatus* (FB=6) y *S. sagax* (FB=2) (Tabla 26). De acuerdo con los valores del %PSIRI y %WPSIRI cambiaron en magnitud de los porcentajes, pero se mantuvieron las mismas presas (Tabla 27).

En machos se observó un cambio en el orden de importancia de las especies presa, así las que le transfieren más Cu y Pb son *M. inornatus* (FB=1497, 126), seguidos de *S. sagax* (FB=1462, 123) y *N. simplex* (FB=1392, 117), mientras que Zn y Cd fueron *S. rectifraenum* (FB=828) y *M. inornatus* (FB=7) (Tabla 28). Sin embargo, en términos de biomasa la presa que aportó más Cu y Pb fue *N. simplex* (FBCu=5603, FBPb=471), mientras que Zn y Cd fueron *S. rectifraenum* (FB=340) y *S. sagax* (FB=3).

De acuerdo con la importancia del %PSIRI y %WPSIRI, las presas aportaron más Cu, Zn y Pb a la cabrilla sardinera fue *N. simplex*, mientras que *S. sagax* fue la que proporcionó los mayores valores de Cd (Tabla 29). Asimismo, considerando la frecuencia de aparición (%F y %FO) de las presas en la dieta general de la cabrilla sardinera, se observó que en general se mantuvieron las especies presas que le transfirieron Cu y Pb por ambos índices *N. simplex*, mientras que cambiaron en orden y magnitud de FB de los elementos Zn y Cd en las presas *S. rectifraenum* y *S. sagax*, respectivamente (Tabla 30).

Tabla 24. Factor de biomagnificación (FB) utilizando la fórmula de Gray, (2002) con la modificación propuesta por Escobar-Sánchez *et al.* (2011) y los valores de importancia %IIR y %W en la dieta de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* tomados de Pérez-Rojo (2016).

<i>Mycteroperca rosacea</i> presas	Formula Gray (2002)					Fórmula modificada por Escobar-Sánchez <i>et al.</i> (2011)					Biomasa (%P) de las presas			
	FB				% IIR	FB				%W	FB			
	Cu	Zn	Cd	Pb		Cu	Zn	Cd	Pb		Cu	Zn	Cd	Pb
* <i>Nyctiphanes simplex</i>	1061	52	0.3	89	66	1607	78 133	0.4	135	17	6239	303	2	524
<i>Stegastes rectifraenum</i>	15	40	0.1	1	3	507	0	2	43	8	190	499	1	16
<i>Sardinops sagax</i>	148	18	1	12	21	703	85	3	59	21	703	85	3	59
<i>Microlepidotus inornatus</i>	36	14	0.2	3	2	1803	684	8	152	15	240	91	1	20

*Presa le transfiere en menor medida metales pesados a la cabrilla sardinera

Tabla 25. Factor de biomagnificación (FB) utilizando la modificación propuesta por Escobar-Sánchez *et al.* (2011) y los valores de importancia %PSIRI y %WPSIRI en la dieta de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* tomados de Pérez-Rojo (2016).

<i>Mycteroperca rosacea</i>	Factor de Biomagnificación considerando valores del %PSIRI y %WPSIRI tomado de Pérez-Rojo (2016)										
	presas	%PSIRI	FB				%W(PSIRI)	FB			
			Cu	Zn	Cd	Pb		Cu	Zn	Cd	Pb
<i>*N. simplex</i>	27	3864	188	1	325	84	1266	4	7	106	
<i>S. rectifraenum</i>	7	208	545	1	17	84	18	48	0	2	
<i>S. sagax</i>	25	587	71	2	49	95	155	19	1	13	
<i>M. inornatus</i>	6	627	238	3	53	95	38	14	0	3	

Tabla 26. Factor de biomagnificación (FB) utilizando los valores de %IIR y %W en la dieta de las hembras de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* tomados de Pérez-Rojo (2016).

<i>M. rosacea</i>	Hembras										
	presas	%IIR	FB				%W	FB			
			Cu	Zn	Cd	Pb		Cu	Zn	Cd	Pb
<i>*N. simplex</i>	54	1960	95	1	165	15	7191	349	2	604	
<i>S. rectifraenum</i>	1	1126	2956	5	95	5	307	805	1	26	
<i>S. sagax</i>	32	464	56	2	39	25	593	72	2	50	
<i>M. inornatus</i>	3	1387	526	6	117	15	244	92	1	20	

Tabla 27. Factor de biomagnificación (FB) utilizando los valores de %PSIRI y %WPSIRI en la dieta de las hembras de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* tomados de Pérez-Rojo (2016).

<i>M. rosacea</i>		Hembras								
presas	%PSIRI	FB				%W(PSIRI)	FB			
		Cu	Zn	Cd	Pb		Cu	Zn	Cd	Pb
<i>*N. simplex</i>	22	4791	233	1	403	82	1291	63	0	109
<i>S. rectifraenum</i>	6	263	690	1	22	89	17	45	0	1
<i>S. sagax</i>	30	492	60	2	41	95	155	19	1	13
<i>M. inornatus</i>	6	633	240	3	53	100	36	14	0	3

Tabla 28. Factor de biomagnificación (FB) utilizando la modificación propuesta por Escobar-Sánchez *et al.* (2011) y los valores de importancia %IIR y %W en la dieta de los machos de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* tomados de Pérez-Rojo (2016).

<i>M.rosacea</i>		Machos								
presas	%IIR	FB				%W	FB			
		Cu	Zn	Cd	Pb		Cu	Zn	Cd	Pb
<i>*N. simplex</i>	76	1392	68	0	117	19	5603	272	1	471
<i>S. rectifraenum</i>	5	315	828	1	27	12	129	340	1	11
<i>S. sagax</i>	10	1462	178	5	123	17	876	106	3	74
<i>M.inornatus</i>	2	1497	568	7	126	14	255	97	1	21

Tabla 29. Factor de biomagnificación (FB) utilizando los valores del %PSIRI y %WPSIRI en la dieta de los machos de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* tomados de Pérez-Rojo (2016).

<i>M. rosacea</i>	Frecuencia de aparición de las presas									
	presas	%F(IRI)	FB				%F(PSIRI)	FB		
Cu			Zn	Cd	Pb	Cu		Zn	Cd	Pb
<i>*N. simplex</i>	32	3321	161	1	279	40	2674	130	1	225
<i>*S. rectifraenum</i>	11	137	359	1	12	14	110	289	0	9
<i>S. sagax</i>	16	924	112	3	78	20	744	91	3	63
<i>M. inornatus</i>	6	649	246	3	55	7	523	198	2	44

Tabla 30. Factor de biomagnificación (FB) utilizando los valores de la frecuencia de aparición en ambos índices (%IRI y %PSIRI) en la dieta general de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* tomados de Pérez-Rojo (2016).

<i>M. rosacea</i>	Machos									
	presas	%PSIRI	FB				%W(PSIRI)	FB		
Cu			Zn	Cd	Pb	Cu		Zn	Cd	Pb
<i>*N. simplex</i>	37	2900	141	1	244	87	1213	59	0	102
<i>S. rectifraenum</i>	10	146	382	1	12	80	19	50	0	2
<i>S. sagax</i>	19	777	94	3	65	95	156	19	1	13
<i>M. inornatus</i>	6	574	218	3	48	88	41	15	0	3

8.1. Evaluación toxicológica: Beneficio o riesgo para la población y el organismo

De acuerdo con las concentraciones de MP obtenidas, el consumo máximo a la semana (CMS) de *M. rosacea* que puede ingerirse y resulta benéfico para la población se encuentran el Zn (CMS= 377 g) y Cu (CMS=12 g) (Tabla 31).

En cuanto a los metales no esenciales cuyos valores sugieren una reducción en su consumo de pescado son Pb (1.0 g) y cadmio 0.06 g, respectivamente (Tabla 32). De acuerdo con los valores del CMS de Pb y Cd, a los niños (menores de 6 años) se sugiere un consumo de 533 g de filete para el caso del Cd, sin embargo, considerando los valores de Pb se recomienda disminuir la frecuencia de consumo de filete de cabrilla en la dieta de los niños (Tabla 33); y tanto los hombres como mujeres deben restringir la ingesta diaria de filete debido a los valores bajos obtenidos (1 y 2 g). En contraste, de los elementos considerados esenciales (Cu y Zn), la cantidad sugerida es mayor para los tres grupos de la población humana, ya que los valores recomendados para cumplir los requerimientos metabólicos y nutricionales por el sector salud a nivel mundial son de 40 µg/g para el hombre, 34 µg/g para las mujeres y 12 µg/g para niños al día (García-Casal *et al.*, 2013) y para el Cu la Organización Mundial de la Salud recomienda 10 µg/g/día.

Tabla 31. Consumo máximo de filete (músculo) a la semana de Cu, Zn, Cd y Pb (CMS) considerando pesos promedios para grupos de la población a nivel mundial de la cabrilla sardinera en Santa Rosalía BCS, México.

<i>M. rosacea</i>	Promedio	CMS (g)		
		Hombre (70 kg)	Mujer (60kg)	Niño (16kg)
Cu	12	60	52	14
Zn	377	74	54	5
Cd	0.06	2333	2000	533
Pb	1	1	2	0

De acuerdo con la clasificación de tallas se recomienda la ingesta de cabrillas de tallas medianas (36.5-51 cm LT) y durante la época fría (Cu=16 µg/g, Zn= 539 µg/g) debido a los niveles elevados de elementos esenciales (Cu y Zn) (Tabla 34 y 35). Los valores de la Ingesta Diaria de Minerales recomendada (DMI) se detallan en la Tabla 36. Asimismo, los porcentajes del DMI de los niveles del Cu oscilaron de 1.2 a 1.3 y de 943 a 1110 para el Zn, particularmente para el grupo de la población niños, mujeres embarazadas y en lactancia por cada 100 g de filete de cabrilla sardinera que consuman representa más del 1% (Cu) y 100% en el caso del Zn.

Los valores del Coeficiente de Riesgo oscilaron para $THQ_{Cu}:0.1\pm0.3$, $THQ_{Pb}:0\pm0.1$, $THQ_{Cd}:0.3\pm1.4$, $THQ_{Zn}:0.2\pm0.6$ (Fig. 19). En este sentido, con los valores promedios de los THQ's para todos los elementos fueron significativamente menores a 1, a excepción del THQ_{Cd} que el rango de los valores máximos pueden superar el límite establecido.

Tabla 32. Consumo máximo de filete (músculo) a la semana de Cu, Zn, Cd y Pb (CMS), considerando pesos promedios para grupos de la población mexicana de la cabrilla sardinera en Santa Rosalía BCS,

<i>M. rosacea</i>	Promedio	CMS (g)		
		Hombre (75kg)	Mujer (69 kg)	Niño (21 kg)
Cu	12	64	59	18
Zn	377	8	6	1
Cd	0.06	2493	2290	700
Pb	1	2	2	1

Tabla 33. Recomendación máxima de elementos esenciales Cu y Zn al día para grupos de la población mexicana de la cabrilla sardinera en Santa Rosalía, BCS, México.

Peso promedio	García-Casal <i>et al.</i> , 2013	OMS, 2010
	Zn µg/g /día	Cu µg/g/ día
Hombre (75kg)	40	10
Mujer (69 kg)	34	10
Niño (21 kg)	12	10

Tabla 34. Recomendación de consumo de filete (músculo) a la semana de Cu, Zn, Cd y Pb (CMS), considerando la clasificación de tallas de la cabrilla sardinera en Santa Rosalía, BCS, México.

Clasificación/tallas	Promedio			
	Cu	Zn	Cd	Pb
Chicos	12	371	0.07	1
Medianos	15	538	0.07	1
Grandes	7	246	0.03	1

Tabla 35. Recomendación de consumo filete (músculo) de la cabrilla sardinera considerando épocas climáticas en Santa Rosalía, BCS, México.

Época climática	Promedio			
	Cu	Zn	Cd	Pb
cálida	2	50	0	1
fría	16	539	0.1	1

Tabla 36. Ingesta Diaria de Minerales (%DMI) por cada 100 g de filete (músculo) de la cabrilla sardinera en Santa Rosalía, BCS.

Población	DMI Cu	DMI Zn
hombres	1.3	943
mujeres	1.3	943
niños	1.3	1110
embarazadas	1.2	943
madres lactantes	1.2	943*

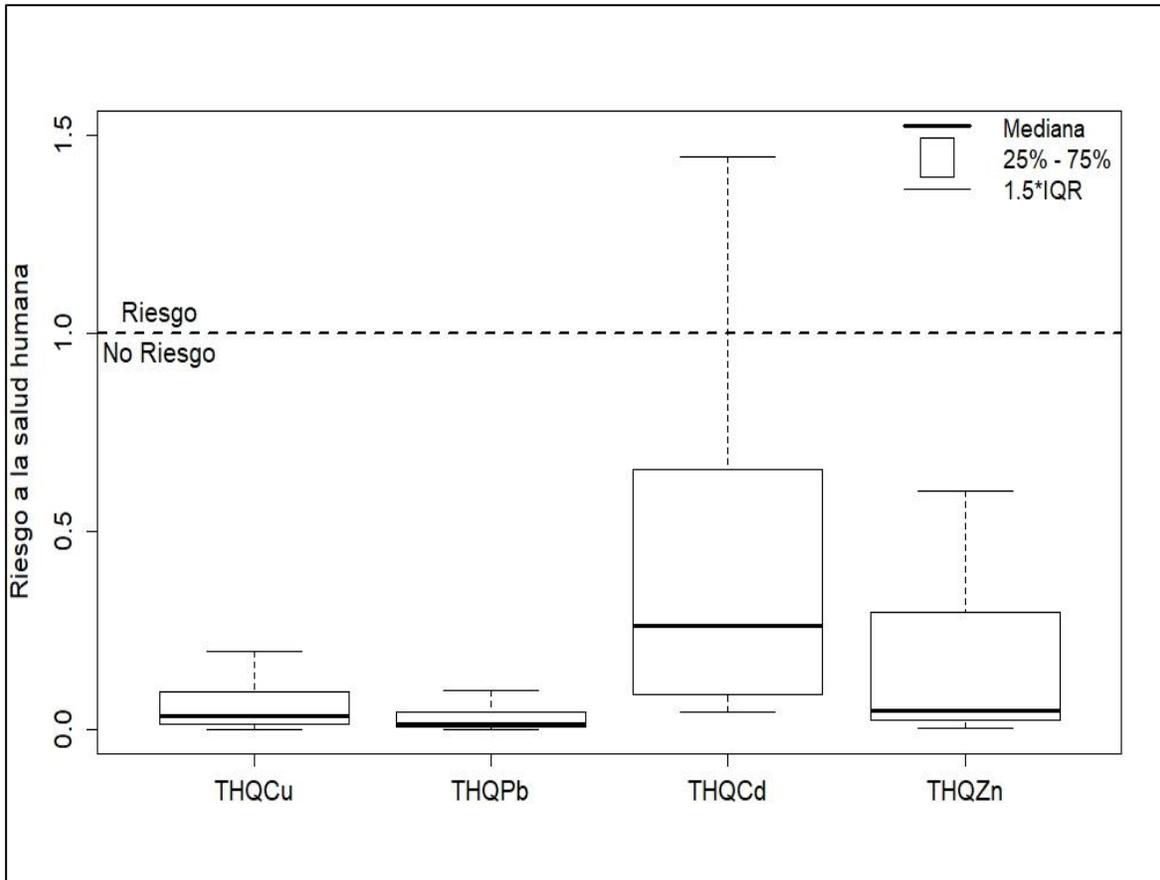


Fig. 19. Coeficiente de riesgo a la salud humana (THQ) para cada metal pesado, establecido por consumo de cabrilla sardinera para la población en Santa Rosalía BCS, México.

10. DISCUSIÓN

Desde hace más de 30 años, los estudios sobre contaminación se enfocaban a evaluar las concentraciones de los metales pesados (MP) a nivel químico y el futuro riesgo en la salud humana (Incidentes en Japón e Irak), sin considerar los efectos a corto, mediano y largo plazo, que aún son desconocidos para muchos organismos, como ocurre en la mayoría de los peces de vida libre (Authman *et al.*, 2015). No obstante, el monitoreo se basaba principalmente en el tejido muscular, sin incluir a otros órganos o tejidos de vital importancia en la acumulación de elementos tóxicos en los organismos y que representa también una vía de transferencia hacia el humano.

A pesar de la actual problemática ambiental, en la mayoría de los estudios no se incluyen los múltiples patrones de bioacumulación de los metales esenciales (Cu, Zn) y no esenciales (Cd, Pb), así como las relaciones que existen entre las condiciones ambientales con la distribución de MP en los órganos, por lo cual, las posibles alteraciones y el daño estructural o morfológica en los tejidos quedan subestimadas en varias especies de peces (El-Greisy y El- Gamal, 2015). Estas relaciones son desconocidas incluso para especies de alto valor comercial, como la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* que se sitúa como uno de los principales depredadores de los arrecifes rocosos, que por sus hábitos alimentarios (carnívoros) y de crecimiento lento son susceptibles a acumular altos niveles de metales pesados.

9.1. Bioacumulación de metales pesados en músculo e hígado

México ocupa el 5to. lugar en la producción mundial de Pb (210,382 ton/año), Cu (439,531 ton/año), Cd (1,482 ton/año), Zn (500,125 ton/año) y otros elementos que son considerados esenciales o tóxicos para la salud (CAMIMEX, 2013), por lo que es un país que puede tener grandes emisiones hacia la atmósfera, hidrósfera o litósfera. Cuando esta biodisponibilidad y toxicidad de los MP exceden el umbral de tolerancia en los peces, es decir, no son eliminados eficientemente del organismo,

éste se sigue depositando en tejidos y órganos y, en algunos casos, pueden imitar la acción de las hormonas encargadas de funciones importantes en el ciclo de vida de los peces (p. e. reproducción, crecimiento) (Authman *et al.*, 2015).

En este contexto, las concentraciones de Pb analizados en el tejido muscular de la cabrilla (*n*: 248) se encontraron en el límite (0.98 µg/g) establecido por la Norma Oficial Mexicana (1.0 µg/g), mientras que los niveles de Cd (0.06 µg/g p.h.) estuvieron por debajo de la NOM-242 (0.5 µg/g). En contraste, las concentraciones promedio en el hígado (*n*: 50) fueron menores en Pb (0.24 µg/g p.h.), y estuvieron bajo el límite de detección (BLD) en Cd. Al comparar los valores promedios con las normas oficiales extranjeras, es evidente que superan ampliamente los criterios máximos permitidos en el músculo más no en el hígado (US-EPA Cd 0.05 µg/g y Pb 0.5 µg/g).

Al momento no se han emitido límites para elementos esenciales en tejidos de organismos marinos en México. En el caso del Cu, de acuerdo con los niveles promedios (peso húmedo) en tejido muscular y hepático se comparó con la norma oficial del Reino Unido (UK-EEA food standards) en la que establece 5 µg/g de Cu, de los cuales, las concentraciones encontradas en la cabrilla sardinera no superaron la norma UK-EEA en ningún tejido.

La distribución de las concentraciones de MP analizadas en ambos tejidos fueron músculo >hígado, contrastando con lo reportado en la mayoría de los estudios para otros peces (Frías-Espéricueta *et al.* 2010; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2010, 2011a, b, 2014). En general, los MP muestran distintos patrones de bioacumulación en los órganos de los peces y donde las concentraciones siguen el siguiente orden hígado>branquias>músculo, dependiendo de los órganos evaluados (Kalay *et al.*, 1999). Esta tendencia ha sido evidenciada a nivel mundial para distintas especies de peces de hábitos alimenticios carnívoros y omnívoros como *Scomberomorus cavalla*, *Epinephelus* sp. y *Dormitator latifrons* (Kalay *et al.*, 1999; Ploetz *et al.*, 2007; Rodríguez-Amador *et al.*, 2012; El-Monselhy *et al.*, 2014).

Asimismo, en el Noroeste de México, en Sinaloa, también se ha registrado ese patrón (hígado>músculo) en varios peces de importancia comercial como

Scomberomorus sierra, *Nematistius pectoralis*, *Caulolatilus princeps* y *Lutjanus colorado* (Frías-Espericueta *et al.*, 2010; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2010, 2014). En *L. colorado*, Frías-Espericueta *et al.* (2010), registraron niveles de MP más altos en el tejido hepático (0.9 µg/g) que en el músculo (0.1 µg/g), mientras que, en comparación con en el presente estudio, *M. rosacea* registró concentraciones 5 veces más elevados de Cu (11.61 µg/g) que lo reportado por estos autores para *L. colorado* (2.1 µg/g), sin embargo, los niveles de Cd (0.2 µg/g) y Pb (2.5 µg/g) fueron 1 a 3 veces más altos que los reportados para la cabrilla sardinera. Por sí mismas, las características particulares de los peces como sus requerimientos nutricionales, ubicación geográfica, longevidad, etc., pueden influir significativamente en el registro de diferentes niveles de MP (Zhang *et al.*, 2017). Sin embargo, los aportes puntuales de diferentes fuentes contaminantes en sus áreas de distribución son fundamentales en la presencia y niveles de estos MP en los organismos.

Por sí mismas, las características particulares de los peces como sus requerimientos nutricionales, ubicación geográfica, longevidad, etc., pueden influir significativamente en el registro de diferentes niveles de MP (Zhang *et al.*, 2017). Sin embargo, los aportes puntuales de diferentes fuentes contaminantes en sus áreas de distribución son fundamentales en la presencia y niveles de estos MP en los organismos. En este sentido, BCS y Sinaloa son estados impactados cotidianamente por descargas de aguas residuales, agricultura, acuacultura, etc., lo que se ve reflejado en los niveles reportados en el presente estudio y en el de otros autores Frías-Espericueta *et al.* (2010) y Ruelas-Inzunza *et al.* (2010, 2014), cuyos valores en términos globales de Pb y Cd fueron hasta tres veces más altos comparados con los obtenidos en la cabrilla sardinera.

Cabe destacar que el Estado de Sinaloa, en comparación con BCS, ha sido considerado como una zona con una mayor influencia antropogénica, donde la acuacultura, la agricultura y la pesquería son unas de las principales actividades de mayor derrama (Espericueta *et al.*, 2010; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014), lo que ha sido evidenciado en otros estudios sobre metales en la zona (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011).

La distribución diferencial entre los órganos también ha sido observada con otros metales como el Hg en distintas especies de elasmobranquios (tiburones y rayas) (Patrón-Gómez, 2013; Murillo-Cisneros, 2014; Espinoza-García, 2016). Sin embargo, Murillo-Cisneros *et al.* (2018) reportaron mayores concentraciones de Hg en tejido muscular que en el hígado de varias especies de rayas (*Myliobatis californica*, *Pseudobatos productus*, *Zapteryx exasperata*) capturadas en la costa occidental de Baja California Sur y en concordancia con Patrón-Gómez (2013) menciona que, en el hígado, el Hg orgánico es transformado a inorgánico para poder ser eliminado del órgano, por lo cual, los niveles de MP en el hígado no son elevados. En este sentido, el hígado es un tejido importante en la depuración de MP con tasas de eliminación más rápidas, mientras que el músculo sería la última ruta, con tasas de depuración lentas en algunas especies de peces y batoideos (Zhang *et al.*, 2017; Murillo-Cisneros *et al.*, 2018).

Por ello, es de esperarse, que en el hígado se encuentren los niveles promedios más bajos comparados con los que se registran en el músculo, tal como lo señala Ureña (2007), en elevadas concentraciones de elementos esenciales como el Cu o Zn y tóxicos como Pb o Hg induce el proceso de detoxificación de MP mediante la síntesis de las metalotioneínas en el hígado, es decir, se origina un mecanismo de protección en el órgano para hacer frente a la toxicidad de esos elementos, y en ese caso, suele desplazar al Hg y al Pb mediante las uniones Hg-MT y Pb-MT. Estas uniones también ocurren con los metales esenciales con uniones Cu-MT y Zn-MT ya que, a pesar de ser elementos muy importantes para múltiples actividades fisiológicas en los peces, en altas concentraciones (>500 µg/g) suelen ser igual de tóxicos como el Hg, Pb y Cd. A pesar de que no se determinaron las concentraciones de metalotioneínas en el hígado, los bajos niveles encontrados pudieran reflejar las uniones del Cu-MT y al no detectarse Cd en el órgano sería un indicador de la síntesis de las metalotioneínas como mecanismo de detoxificación de elementos tóxicos en el hígado.

Otra de las explicaciones pudiera ser, que el hígado de la cabrilla sardinera se caracteriza por presentar altas concentraciones de triglicéridos y colesterol (Estrada-Godínez, 2012) y la elevada cantidad de lípidos en el órgano se ha

relacionado con la baja afinidad de ciertos MP, como el Cd, Pb o Hg (Zhang *et al.*, 2017). Estrada-Godínez (2012) y Pérez-Olivas *et al.* (2018), mencionan que en *M. rosacea*, el hígado no es un órgano reservorio de energía, ya que se encuentra implicado en la producción de la vitelogenina (vitelogénesis en los ovocitos). Por su parte, Estrada-Godínez *et al.* (2011), mencionan que paralelo al hígado, la cabrilla sardinera presenta la grasa visceral que es utilizado como almacenamiento de energía y, este último, ha sido incluido en los índices morfofisiológicos para dilucidar los mecanismos de transferencia de energía para el proceso reproductivo.

Independientemente de las diferencias en las concentraciones en los órganos se deben de considerar otros aspectos de la fisiología en los peces como los sexos, los meses de captura y tipo de alimentación, ya que la energía asignada para los distintos procesos (*p.e.* reproducción o crecimiento) va a demandar un mayor costo energético o requerimientos nutricionales (*p.e.* cambios en la dieta) y por ende afectará o acelerará el proceso de destoxificación de los metales pesados en los órganos a través de las síntesis de proteínas derivadas en el hígado (El-Greysi y El-Gamal, 2015).

En este sentido, las comparaciones respecto a otros estudios donde evalúan las distintas concentraciones de MP en tejidos y órganos se deben de considerar con cautela ya que la distribución de los elementos está relacionada con las diferencias en las tasas metabólicas de los órganos, incluso de los individuos como la talla, el sexo, hábitos alimentarios (*p.e.* carnívoros, herbívoros, omnívoros) la temporada climática, la ubicación geográfica, etc.

9.2. Relación MP respecto al sexo y sus variaciones en talla, época, años y temperatura

Para una mejor comprensión y poder dilucidar las diferencias encontradas en la bioacumulación de MP en los tejidos es necesario integrar y analizar las variaciones que estos presentan respecto a sus distintas necesidades fisiológicas (Fonseca *et al.*, 2009). Por ejemplo, las concentraciones de MP suelen incrementar

a medida que los peces crecen en longitud total (talla), edad o incluso en, de manera que en los organismos de tallas más grandes, pesados y longevos se esperarían niveles altos de MP (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014).

Esta relación positiva entre el tamaño de los peces con las altas concentraciones de MP se ha corroborado en algunos elementos como el Hg y el Cd (Jeziarska y Witeska, 2006; Yi y Zhang, 2012; Tremain y Adams, 2012; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014; El-Monselhy *et al.*, 2014) y en especies como la macarela *Scomberomorus cavalla* (Ploetz *et al.*, 2007), el pez espada *Xiphias gladius* (Kojadinovic *et al.*, 2007) y epinephelidos de los géneros *Epinephelus*, *Mycteroperca* y *Cephalopholis* (Tremain y Adams, 2012). Sin embargo, para otros elementos como el Pb, Zn, Cu y Se esta correlación no es directamente proporcional con el crecimiento ya sea en talla, edad o peso (Zhao *et al.*, 2012; Rodrigues *et al.*, 2018).

Esta condición se cumple estrictamente con peces de hábitos carnívoros (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014), incluyendo elasmobranquios (Escobar-Sánchez *et al.*, 2016; Murillo-Cisneros *et al.*, 2018). En el presente estudio, no se encontró una relación evidente entre la longitud total y los MP, así como por ninguna de las variaciones previamente señaladas, excepto en la clasificación de tallas (chicos, medianos y grandes). Esto coincidió con lo reportado por García-Hernández *et al.* (2007), quienes demostraron que no existe correlación positiva entre la talla y las concentraciones de Hg de tiburones, peces pelágicos y epinephelidos, incluyendo a *M. rosacea*, de la cual, analizaron sólo dos individuos de tallas grandes, los autores indicaron que la diferencia muy probablemente se deba a que se estén alimentando de las mismas especies presa.

Con un mayor número de muestras (n : 1401), se ha reportado para especies del género *Mycteroperca* (*M. bonaci*, *M. microlepis*, *M. phenax*), una relación positiva del Hg a medida que incrementaba en tamaño (longitud total), edad (años) y nivel trófico, como lo señala en su estudio Tremain y Adams, (2012), los autores le atribuyen que esta tendencia es debido a los hábitos alimentarios, ya que en especies que se reportó una relación positiva, se alimentaban en mayor cantidad de peces (carnívoras) que, en aquellos serránidos que tienen una dieta

preferencialmente por invertebrados, donde no se mostró ninguna correlación como en *Epinephelus morio* y *Diplectrum formosum*.

Al respecto, Lira-Lerma (2018, tesis en proceso), no evidenció ninguna relación entre el Hg con las variables talla, sexo y épocas climáticas, a excepción del peso, el autor atribuye a los hábitos alimentarios de la especie, ya que la cabrilla sardinera tiene disponibilidad de alimento durante todo el año. El alimento es uno de los mecanismos de mayor absorción de MP en los peces, por las distintas preferencias y frecuencias alimentarias (p.e invertebrados, pequeños peces y plancton) (Barwick y Maher, 2003; Molina *et al.*, 2012).

Desafortunadamente en el presente estudio no se pudo analizar todos los hígados del total de organismos capturados (n : 345) para poder dilucidar los mecanismos de destoxicación ya que los MP se movilizan hacia los órganos, especialmente en el hígado, por lo que se ha considerado como un excelente indicador de filtración y desintoxicación de elementos tóxicos (El-Greisy y El-Gamal, 2015). Los peces exhiben distintas capacidades de eliminar los contaminantes y autorregularse (homeostasis) cuando exceden el umbral de tolerancia (Sabullah *et al.*, 2015), por lo tanto, la absorción de MP está asociada al retraso en el crecimiento ya sea en talla o edad (Moiseenko, 2010; Ivanina y Sokolova, 2015), debido a la demanda energética (costo-energía) para mantener otras funciones y reparar el daño celular mediante la inducción de algunas proteínas (Metalotioneínas y antioxidantes).

En este sentido, por la clasificación de tallas, los niveles de MP en el tejido muscular en los organismos chicos (Cu: 11.61 $\mu\text{g/g}$, Zn: 385.05 $\mu\text{g/g}$, Cd: 0.06 $\mu\text{g/g}$, Pb: 0.98 $\mu\text{g/g}$) y medianas (Cu: 10.52 $\mu\text{g/g}$, Zn: 328 $\mu\text{g/g}$, Cd: 0.06 $\mu\text{g/g}$, Pb: 0.98 $\mu\text{g/g}$) registraron los valores más elevados que los de tallas grandes (Cu: 6.92 $\mu\text{g/g}$, Zn: 245.51 $\mu\text{g/g}$, Cd: 0.03 $\mu\text{g/g}$, Pb: 0.86 $\mu\text{g/g}$), mientras que en el hígado, se reportaron los individuos de tallas grandes con las concentraciones más altas de Cu y Pb. Aunque la cabrilla sardinera previamente se ha catalogado como uno de los epinephelidos de crecimiento lento y los organismos de 1m registran una edad de 21 años (Díaz-Uribe *et al.*, 2001), en el presente estudio se esperaría que los

organismos de tallas grandes o de mayor edad (15 años) tuvieran niveles altos de MP.

La eficiencia en las tasas de depuración de MP en los órganos, es más acelerada en el hígado que en el músculo, al considerar las tallas, los organismos chicos y medianos corresponden a una edad de 1 a 9 años, tal como lo describe Bermejo-Miramontes (2018 en prensa), en su estudio de edad y crecimiento realizado con los mismos organismos de la presente investigación, determina hasta 15 años de edad (74 cm) y menciona que *M. rosacea* exhibe un crecimiento acelerado durante los primeros 5 años de vida y estima que en promedio los organismos crecieron 5 cm/año respectivamente, aunque ese crecimiento se reduce hasta 2 cm/año aproximadamente a partir que alcanzan la talla de primera madurez (42.44 cm hembras y 37.31 machos) a la edad de 5 y 6 años respectivamente.

Al respecto, Elkareem *et al.* (2014), mencionan que generalmente en los peces, las mayores concentraciones de metales esenciales (Cu, Zn) las registran los organismos de tallas pequeñas (menores a las máximas reportadas en la literatura) ya que los individuos pequeños poseen un crecimiento acelerado en sus primeros años de vida (1 a 3 años), por lo tanto, la tasa de eliminación de elementos tóxicos es más eficiente. Por su parte, Moiseenko, (2010), menciona que los organismos grandes generalmente presentan periodos largos de exposición (años) de MP que impacta negativamente en la obtención de energía mediante la síntesis del ATP (Adenosín trifosfato), asimismo, los mecanismos de detoxificación de contaminantes constituye un incremento en la demanda energética y la proporción de energía necesaria para el proceso del crecimiento es parcialmente inhibida.

Jeziarska *et al.* (2009), mencionan que el Cd es conocido por reducir la asimilación de Ca, de tal manera que el Cd se une con el grupo sulfuro (-SH) e inhibe la función de estas proteínas, es decir, se deposita en los huesos de los peces en lugar del Ca. En el presente estudio, probablemente el crecimiento en tallas en los organismos grandes se detuvo de 5cm (tallas chicas y medianas) a 2 cm/año en tallas grandes, posiblemente el Cd desplazó al Ca tal como lo menciona Jeziarska *et al.* (2009).

Yi y Zhang (2012) mencionan que los organismos de tallas más grandes suelen registrar bajos niveles de MP, ya que los peces longevos no crecen a la misma tasa de crecimiento como aquellos organismos en sus primeros años de vida, sino cuando alcanzan la asíntota de crecimiento, este se mantiene constante y por ende, los metales tóxicos que en edades tempranas no destoxificó se quedan en concentraciones que no varían significativamente, como consecuencia de ello, pudiera desencadenar patologías en el hígado que es el encargado de metabolizar y eliminar las sustancias tóxicas en los peces (Moiseenko, 2010; Cardwell *et al.*, 2013; Sabullah *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2018).

La temperatura juega un rol importante en la biodisponibilidad y concentración de los MP en peces (Jeziarska y Witeska, 2006). Esto ha sido ampliamente discutido y, principalmente algunos estudios afirman que tejidos y órganos adquieren las concentraciones más altas de metales durante el verano, cuando la temperatura incrementa sugiriendo así que está estrechamente relacionado con el aumento de las tasas metabólicas de los peces durante esa época (Köck *et al.*, 1996; Jeziarska y Witeska, 2006; Yi y Zhang, 2012).

En contraste, los niveles de todos los metales analizados fueron altos durante la época fría (Cu: 16.17 µg/g, Zn: 539.13 µg/g, Cd: 0.11 µg/g, Pb: 1.04 µg/g) que en la cálida (Cu: 2 µg/g, Zn: 50 µg/g, Cd: 0 µg/g, Pb: 1 µg/g), registrando las mayores concentraciones en machos y hembras de tallas medianas (MedMach, MedHem) durante la época fría (MedHem; Cu: 26 µg/g, Zn: 839 µg/g, Cd: 0.06 µg/g, Pb: 1.2 µg/g; MedMach: Cu: 26 µg/g, Zn: 830 µg/g, Cd: 0.11 µg/g, Pb: 0.9 µg/g). Estos resultados difieren con los reportados para otras especies de peces, como los realizados por Köck *et al.* (1996) y Jeziarska y Witeska (2006) donde reportan elevadas concentraciones de MP durante el verano ($T^{\circ} > 25^{\circ}\text{C}$) en Estados Unidos, Canadá y Rusia. Asimismo, se han reportado elevadas concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en músculo, hígado y branquias de varias especies de peces (*M. cephalus*, *Diapterus* sp., *O. aureus*, *S. sierra*) durante la época seca en Sinaloa, México (Frias-Espéricueta *et al.*, 2010).

En este sentido, en ríos y lagos de Estados Unidos y Canadá, la temperatura, el pH y dióxido de carbono son factores que influyen en la distribución y

biodisponibilidad de los MP en estas regiones por los procesos de eutroficación (Jeziarska y Witeska, 2006; Zhang y Wang, 2007; Valavanidis y Vlachogianni, 2010; Yi y Zhang, 2012). Si bien, la temperatura es una variable que juega un rol indispensable en múltiples procesos fisiológicos de los organismos, se debe hacer también hincapié en la distribución geoquímica de los MP en el sedimento marino, debido a que en regiones cercanas a la zona costera existe una mayor cantidad de actividades antropogénicas o es donde históricamente ha habido industrias mineras que favorecen la disponibilidad de MP en el ecosistema marino.

Huerta-Díaz *et al.* (2014), reportaron anomalías en los niveles de MP en sedimentos (profundidad de 9m) de Santa Rosalía, BCS, de Cu (20 veces), Pb, Zn (2 a 4 veces) más altas que las encontradas en Bahía de La Paz (Shumilin *et al.*, 2001) y Mulegé (Shumilin *et al.*, 1996), no así con el Cd que fue el elemento que incrementó ($0.909 \mu\text{mol/g}^{-1}$) 40 veces más que los reportados por Shumilin *et al.* (2013) que fueron menores ($0.0017\text{-}0.0056 \mu\text{mol/g}^{-1}$). Los autores mencionan que, la minería asentada a finales del siglo XIX, las múltiples actividades que tiene el puerto de Santa Rosalía como, las actividades pesqueras (pequeña escala), la conexión portuaria (ferry), el aporte del arroyo providencia, son en conjunto actividades que derraman MP al medio marino.

Los autores también mencionan que la descarga del arroyo Providencia en el puerto durante la temporada de huracanes o de tormentas incrementa la transportación de materiales (sulfuros y óxidos) enriquecidos al sedimento marino, sin descartar que además la resuspensión vertical en la columna del agua tiene implicaciones importantes en la redistribución geoquímica de los MP (Conly *et al.*, 2011; Shumilin *et al.*, 2013; Huerta-Díaz *et al.*, 2014).

Al respecto, otra posible explicación de los resultados del presente estudio pudiera deberse al ciclo reproductivo de la cabrilla sardinera, ya que durante la época cálida (julio a noviembre 2014), los organismos se encuentran en la etapa de reposo, con un incremento de ovocitos atrésicos en el caso de las hembras y en reabsorción en machos (Pérez-Olivas *et al.*, 2018), lo cual coincide con lo reportado por Maldonado-García *et al.* (2018) con aumentos en las concentraciones de las hormonas estradiol (E2) y testosterona (T) durante los meses catalogados en el

presente estudio como época cálida para *M. rosacea*. Asimismo, durante la época fría es cuando los organismos se encuentran en la etapa de maduración, por lo que es de esperarse encontrar altas concentraciones de Zn en ambos sexos, ya que este elemento se encuentra implicado como crucial para el buen desarrollo gonádico, particularmente como el causante en la producción y función de las hormonas receptoras (hipotálamo, pituitaria, gonadotropina) (Jezierska *et al.*, 2009; El-Greisy y El-Gamal, 2015).

Pérez-Olivas *et al.* (2018), mencionaron que en el año del 2015 se caracterizó por registrar el fenómeno del niño más intenso en comparación al reportado en los años de 1997 y 1998 superando en 0.76°C a ese registro. Debido a esto, los autores registraron una diferencia de 2.2°C entre el 2014 y 2015. En el presente estudio, se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de MP, siendo mayores en el 2015 (Cu: 26 µg/g, Zn: 867 µg/g, Cd: 0.2 µg/g, Pb: 1.5 µg/g) que en el 2014 (Cu: 8.8 µg/g, Zn: 251 µg/g, Cd: 0.08 µg/g, Pb: 0.97 µg/g).

Estos incrementos coinciden con lo reportado por Huerta-Díaz *et al.* (2014), donde las concentraciones de Cu, Zn, Cd y Pb (además de otros elementos) se enriquecieron en los meses de fenómenos naturales, que al sumarle con otras actividades desarrolladas en el puerto incrementan la incidencia de MP, tal es el caso del Cd que se incrementó 40 veces más que lo reportado anteriormente por Shumilin *et al.* (2013), por lo que los niveles altos en el 2015 pudieran ser un reflejo del impacto del huracán “Odile” a BCS en septiembre del 2014 (CONAGUA, 2014), lo que acarrió a través del río Providencia las mayores concentraciones de MP al puerto de Santa Rosalía.

Este incremento también ha sido reportado en otras regiones del Noroeste de México, por ejemplo en Sinaloa, donde Ruelas-Inzunza *et al.* (2014), analizaron las concentraciones de MP (Cu, Cd y Pb) en la región Sur-este hacia Durango, una zona que se caracteriza por la presencia de varios ríos importantes principalmente el río Baluarte, además de yacimientos de lo que en su tiempo fueron minerías, por lo tanto, los autores también coinciden que en la temporada de lluvias, se registran elevadas concentraciones de Pb y Cd, debido a las precipitaciones que enriquecen los ríos de material sedimentario, de manera que los MP se encuentran

biodisponibles y por ende, los peces presentan las mayores concentraciones durante la época de lluvias.

9.3. Relación MP y ciclo reproductivo

Los MP están asociados a las alteraciones fisiológicas de los peces, principalmente en la reproducción, ocasionando así malformaciones en las primeras etapas del desarrollo embrionario como en algunos indicadores del evento (Jeziarska y Witeka, 2009). Entre ellos, la variabilidad en la proporción de sexos en una población, la cual depende de múltiples factores fisiológicos, ambientales y antropogénicos como es la selectividad del arte de pesca. Al respecto, Irigoyen-Arredondo *et al.* (2016) y Pérez-Olivas *et al.* (2018), reportaron una proporción de sexos de 1.72H:1M y 2H:1M en Santa Rosalía, BCS. Este tipo de proporción donde las hembras se encuentran en mayor número respecto a los machos es común observarlo en distintas especies de epinephelidos como *Epinephelus morio* (4.2H:1M), *E. guttatus* (1.5H:1M), *M. rubra* (3.5H:1M), *M. microlepis* (3.3H:1M) y *M. tigris* (1.3H:1M) (Collins *et al.*, 2002; Brulé *et al.*, 2003; Aronov y Goren, 2008; Renán *et al.*, 2015).

Los autores atribuyeron esta proporción, a que todas estas especies forman agregaciones reproductivas y específicamente en la cabrilla sardinera, se presentan agregaciones reproductivas de hasta 700 organismos, siendo los machos más propensos a ser capturados que las hembras. Durante el cortejo reproductivo, aproximadamente 40 machos rodean a una hembra y nadan frenéticamente hacia la superficie del agua, por lo que los pescadores aprovechan este comportamiento para ser capturados (Pérez-Olivas *et al.*, 2018).

Al respecto, estos cambios en la población no han sido relacionados en ambientes contaminados donde viven los organismos, Moiseenko (2010), menciona que los peces exhiben distintas habilidades para intensificar la energía y canalizarla a los distintos procesos metabólicos (*p.ej.* crecimiento o reproducción) en condiciones tóxicas en el ecosistema marino, es decir, los peces buscan

mecanismos para destoxificar los MP de su organismo, como consecuencia, esta reasignación en la energía para mantener en óptimo funcionamiento el metabolismo, tiene algunas implicaciones como, un incremento en la proporción de hembras en la población y, de esta manera mantener la fecundidad aunque esto representa una maduración temprana (antes de la talla requerida). Para la cabrilla sardinera, Pérez-Olivas *et al.* (2018), estimaron una talla de primera madurez de 40.8 cm longitud total, casi 2 cm menor a la reportada oficialmente para la especie de 42 cm (Heemstra y Randall, 1993; SAGARPA, 2014), por lo que se sugiere, que los niveles de MP influyeron en que los organismos maduraran a tallas menores para el proceso de reproducción.

En condiciones de laboratorio, Singh y Srivastava (2015), analizaron la relación de los índices gonadosomáticos (IGS) y hepatosomáticos (IHS) y los MP, los autores reportaron que a concentraciones subletales de Cu (1.31 ppm) y As (1.84 ppm) se relacionaron con los bajos valores más bajos de IGS y IHS. Resultados similares se han registrado para otras especies de peces (*Channa punctatus*, *Cyprinodon variegatus* y *Pleuronectes vetulus*), en donde los peces han mostrado ser sensibles a los MP en la fase del ciclo reproductivo, donde el IGS decrece a medida que incrementan las concentraciones de MP. En otros estudios (Jeziarska *et al.*, 2000; Gobell *et al.*, 2002; Kumar *et al.*, 2007), se ha demostrado que los MP interfieren en el desarrollo de los ovocitos, afectando principalmente los niveles de estrógenos, en la producción de vitelogenina en el hígado, lo que trae en consecuencia en un retraso en la maduración gonadal (Singh y Srivastava, 2015).

En el presente estudio, los valores más altos del IGS se relacionaron con elevadas concentraciones de Cu y Zn, además al ser elementos esenciales se requieren en concentraciones puntuales para ser beneficioso en la salud de los organismos, Jeziarska y Witeska, (2009), indicaron que son elementos que propician la madurez gonadal en los peces, por lo que es de esperarse encontrar elevadas concentraciones de ambos elementos en la cabrilla sardinera, que coinciden con los valores máximos del IGS en los meses en que se lleva a cabo el desove (mayo a julio). Sin embargo, a medida que incrementaron los valores del Cd (0.2-0.4) y Pb (1-2), los promedios del IGS decrecieron rápidamente en ambos sexos

e incrementaron los porcentajes de atresia (43%), en el caso de las hembras y de reabsorción (%26) en machos (Pérez-Olivas *et al.*, 2018). Aunque los niveles de MP no se pudieron determinar en las gónadas de *M. rosacea*, a partir de los hallazgos relacionados en el presente estudio, se sugiere que la cabrilla sardinera es sensible a los MP registrados (músculo), mismos que pudieron haber afectado las etapas del desarrollo gonadal y ciclo reproductivo.

Otro aspecto importante que pudieran interferir los MP, son en los cambios en la proporción de sexos, si bien es relacionada generalmente por la presión pesquera o por la selectividad del arte de pesca usado en la captura de los peces en términos generales, la mayoría de los estudios no consideran a los MP como un indicador para evaluar los cambios en la proporción de sexos. Goksor *et al.*, (2003) mencionaron que en ecosistemas marinos contaminados por MP tiene un impacto igual o mayor que la presión pesquera en las poblaciones de los peces de importancia comercial, por lo que las estrategias que utilizan los peces para mantener la población quedan subestimadas con otros procesos naturales de su historia de vida.

En condiciones de laboratorio, se ha demostrado que la mayoría de las especies de peces tienen la capacidad de revertir el sexo, como un mecanismo de defensa ante cualquier factor que origine estrés en la población aún en bajas dosis de MP, por lo que, algunos autores sugieren que los peces tienen la capacidad de mantener la estructura poblacional bajo contaminantes (Goksor *et al.*, 2003; Rowe, 2003; Sharova *et al.*, 2003; Moiseenko *et al.*, 2010).

El cambio de sexo había sido previamente reportado solo en el laboratorio (Erisman *et al.*, 2008; Kiewek-Martínez *et al.*, 2010). Sin embargo, con la cabrilla sardinera de vida libre en Bahía de La Paz, fue reportado por Estrada-Godínez, (2012) un organismo con cambio de sexo corroborado con técnicas histológicas y recientemente, Maldonado-García *et al.*, (2018), registraron en su estudio, un organismo (capturado en el 2004) con cambio de sexo de hembra a macho, mismo que fue corroborado con hormonas (estradiol y testosterona) y fue clasificado como hermafrodita protogínico.

Asimismo, Pérez-Olivas *et al.* (2018) determinaron en Santa Rosalía BCS, 15 organismos como bisexuales inmaduros a tallas <68 cm longitud total y uno de ellos con talla de 68.5 cm. Sin embargo, los autores mencionan que al parecer esta estrategia reproductiva es común en otras especies de epinephelidos, pero se desconocen los mecanismos que detonan el cambio de sexo en la cabrilla sardinera.

Al respecto, Pérez-Olivas *et al.* (2018), determinaron una anomalía importante en la temperatura superficial del mar ya que del 2014 al 2015 se presentó una diferencia de 2.2°C, por lo que el año 2015 fue catalogado como el fenómeno del niño más intenso registrado hasta el momento (NOAA, 2015). En ese mismo estudio se reportaron más individuos hermafroditas en el 2014 (*n*: 9) que en el 2015 (*n*: 6), por lo que se sugiere que el fenómeno del niño pudiera haber sido otro factor determinante en el hermafroditismo de la cabrilla sardinera, aunque de manera directa no ha sido asociado. Sin embargo, si los peces son capaces de adaptarse para sobrevivir en condiciones tóxicas y mantener su población, los parámetros del ciclo de vida serían más cortos, este cambio en la estrategia del ciclo de vida ha sido corroborado para algunas especies de peces como *Coregonus* spp., *Fundulus heteroclitus* y *Zoarcetes viviparous* (Toppin *et al.*, 1987; Moiseenko, 2002; Elliot *et al.*, 2003).

Goksor *et al.*, (2003), sugieren que en estudios donde se ha reportado una incidencia alta de cambios de sexos en algunas especies, se debe de esclarecer o en su caso, descartar posibles indicadores que detonen esa condición, por lo que proponen incluir en esos organismos, los análisis de MP. En la presente investigación se obtuvo aproximadamente una incidencia del 5% de peces hermafroditas en comparación con los estudios en Bahía de La Paz (Estrada-Godínez *et al.*, 2011; Maldonado-García *et al.*, 2018) y los realizados en cautiverio (Erisman *et al.*, 2008; Kiewek-Martínez *et al.*, 2010). Los análisis de MP en los organismos hermafroditas reportados por Pérez-Olivas *et al.* (2018) presentaron niveles promedios de Cu (7.74 µg/g), Zn (164.75 µg/g), Cd (0.07 µg/g) y Pb (0.79 µg/g), concentraciones que no superaron la NOM242, mientras que los niveles estuvieron por arriba de los permitidos por las normas extranjeras EE.UA. (US-EPA, WHO) y la del Reino Unido (UK-EEA).

De acuerdo con Pérez-Olivas *et al.* (2018), las tallas de los organismos hermafroditas (HM) oscilaron de 21 cm a 68.5 cm de longitud total, por lo que se descarta que sea una condición de inmadurez gonadal relacionado a las tallas de organismos juveniles (<15 cm). En este sentido, los HM de tallas chicas (<36 cm) registraron los niveles más altos de Cd (0.17 µg/g) y Pb (1.5 µg/g) durante la temporada fría, mientras que los valores fueron bajos de Zn (2 µg/g) y Cu (1 µg/g) se observaron en la cálida. Maldonado-García *et al.* (2018), mencionaron que la temperatura y las hormonas como estradiol son los factores que juegan un papel importante en la determinación del sexo en los epinephelidos, sin embargo, generalmente se asocian estrictamente al evento reproductivo o a los índices morfofisiológicos.

Por lo que, en el presente estudio, la temperatura en combinación con los MP pudiera incidir en la determinación del sexo en la cabrilla sardinera. Sin embargo, las respuestas de las poblaciones de los peces, ante los efectos de los MP difieren entre especies, aun cuando se trabaja con teleósteos bajo condiciones controladas del laboratorio, ya que se requiere de largos tiempo de exposición y al menos tener dos o tres generaciones para conocer la época del desove y la estructura de edades.

No obstante, la dinámica poblacional en peces de vida libre complica los patrones ya que no solo influye un factor como los contaminantes sino una combinación de ellos, la variabilidad de las condiciones ambientales, factores intrínsecos de los peces y la presión que ejerce la pesquería en las poblaciones. Las consecuencias para estas poblaciones de vida libre se desconocen hasta el momento, solamente se puede evaluar a partir de la capacidad de adaptación y tolerancia de los peces para regular y desintoxicar los MP (Moiseenko *et al.*, 2010).

9.4. Relación MP y lesiones histopatológicas en el hígado

En los últimos años se han intensificado los estudios que utilizan la histopatología convencional en tejidos y órganos como una herramienta para

evaluar los efectos y el nivel de daño en la salud de los peces (Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.*, 2015; Bhuvaneshwari *et al.*, 2015). Sin embargo, en general los análisis histopatológicos solo derivan en descripciones patológicas en términos médicos que, si bien dan una mejor comprensión de las alteraciones funcionales de los órganos evaluados, son también múltiples factores como la fisiología propia de los individuos, que serían los responsables de las lesiones y, difícilmente podrían asociarse a los MP (Zimmerli *et al.*, 2007). En este sentido, para una apropiada interpretación de las alteraciones histopatológicas, es necesario integrar conjuntamente las descripciones patológicas con los índices estandarizados propuestos por Bernet *et al.* (1999), en los cuales se transforman los resultados de manera cualitativa (observaciones histológicas) a observaciones cuantitativas mediante el índice del órgano (I_{org}).

En el presente estudio, las descripciones histopatológicas en el hígado de la cabrilla demostraron una alteración funcional, estructural y morfológica del órgano, de los cuales lipidosis y necrosis fueron las alteraciones enmarcadas con los mayores porcentajes de prevalencias (82% y 70%), siendo en diciembre las lesiones graves registradas, mientras que las hembras las incrementaron en un 90% respecto a noviembre (63%), lo anterior coincidió con los niveles más altos de Pb en diciembre (0.5 ± 0.6) y Cu en noviembre (2.5 ± 4.8). Esto indicó que las alteraciones asociadas no se dan específicamente por un MP (o varios) sino por la respuesta de los hepatocitos hacia los MP (Chavan y Muley, 2014). Al respecto, Bhuvaneshwari *et al.* (2015), mencionaron que la vacuolización de los hepatocitos (lipidosis) señalan un desbalance entre la síntesis de las sustancias en las células parénquimales y la velocidad dentro del sistema circulatorio.

Asimismo, los autores mencionaron que cuando existe una deficiencia de oxígeno en las branquias se ocasiona una degeneración celular en el hígado, de tal manera que se estaría afectando principalmente la regulación de lípidos y la transformación de glucosa en glucógeno, este último se encuentra implicado en el aporte de energía extra, es decir, abastece de energía cuando el organismo entra en periodos de ayunos o en casos de tensión o alerta (Bhuvaneshwari *et al.*, 2015). Las alteraciones encontradas en el presente estudio coinciden con todos aquellos

autores que han estudiado los efectos de los MP y alteraciones histopatológicas en el hígado en distintas especies de peces de agua dulce, de condiciones de laboratorio, así como de especies de vida libre (Schmidt-Posthaus *et al.*, 2001; Zimmerli *et al.*, 2007; Kaoud y El-Dahshan, 2010; Chavan y Muley, 2014; Huarancaré-Pusari, 2014; Bhuvaneshwari *et al.*, 2015).

La muerte celular de un órgano pone en riesgo el funcionamiento adecuado del mismo. Esta necrosis puede ser inducida por el incremento de MP o cualquier sustancia tóxica en el hígado (Authman *et al.*, 2015). En el presente estudio el 70% de los hígados analizados (n : 35) presentaron necrosis, esto ocurre cuando se desencadena una serie de patologías en el órgano que impide la reparación natural del tejido, de tal manera que decrecen los centros melanomacrófagos, que son los antioxidantes y defensas naturales en los peces, los cuales actúan incrementando en número hacia un área infecciosa o daño como un proceso inflamatorio para eliminar, prevenir el daño causado y contribuir a la reparación del tejido (Bhuvaneshwari *et al.*, 2015). En los peces el sistema inmune, así como la producción de anticuerpos depende en mayor medida de los macrófagos (Almeida y Oliveira, 2013).

De acuerdo con los métodos estandarizados para la evaluación del hígado, el mes de diciembre registró los mayores porcentajes de alteraciones graves y en las hembras incrementó en un 90% en comparación con los machos. Asimismo, con el índice del daño al hígado (I_{org}), se determinó que el 30% del hígado se encuentra dañado, además el GML (Modelos Lineal Generalizado) y sus variaciones no mostraron una correlación clara, solamente los machos fueron menos vulnerables de presentar algún daño en el hígado, lo cual evidencia las elevadas concentraciones de Cu (2.5 ± 4.86) que registraron las hembras, mientras que en los análisis de MP en términos generales, no evidenció las diferencias entre sexos ni por la alimentación.

Estos resultados concuerdan con los reportados por Zimmerli *et al.* (2007) para la trucha café (*Salmo trutta*) en Suiza, donde tampoco se evidenció una tendencia entre las alteraciones histopatológicas y el ambiente, por lo cual, los

autores mencionaron que no significa que el ambiente contaminado no afecte la salud y condición del hígado de la trucha café, sino que en el medio silvestre influyen múltiples factores que ocasionan estrés a los organismos; además mencionan que la presencia de patógenos pueden inducir la respuesta de los peces ante la exposición a algún tóxico mientras que la exposición prolongada de un elemento tóxico pudiera influir en la resistencia a un patógeno, sin embargo, los autores no consideraron los análisis entre sexos.

Por su parte, Schmidt-Posthaus *et al.* (2001), con la trucha café (*Salmo trutta*) y arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) en Nueva Zelanda, demostraron que la trucha café fue más sensible a ambientes contaminados que *O. mykiss*, además que las prevalencias de las lesiones histopatológicas incrementaron con altas temperaturas y con la poca calidad del agua, las cuales fueron más vulnerables a infecciones parasitarias, por lo que el sistema inmune de ambas truchas decreció considerablemente, presentando alteraciones en el hígado como necrosis y lipidosis.

No obstante, son pocos los estudios que utilizan métodos cuantitativos para transformar las descripciones histopatológicas de los órganos evaluados (Schmidt-Posthaus *et al.*, 2001; Zimmerli *et al.*, 2007), de manera que el considerar únicamente la histopatología convencional se estaría sobreestimando la condición del tejido al dar resultados alarmantes, es por ello que, es necesario incluir métodos estandarizados para cuantificar los daños de los órganos en distintos niveles, integrando las descripciones histopatológicas para proporcionar una medida del daño de los órganos en términos de salud del tejido y frecuencia de presentar lesiones. Además, en estos escasos estudios, los autores proponen incluir dentro de los análisis, las variaciones fisiológicas en los peces considerando la edad, sexos, temporada, etc., con la finalidad de reducir la variabilidad de los resultados y hacerlos más comparables entre sí (Bernet *et al.*, 1999). Se debe señalar que el presente estudio es el primero en evaluar la salud del hígado de la cabrilla sardinera mediante técnicas estandarizadas.

9.5. Biomagnificación de metales pesados

El alimento es uno de los recursos de mayor transferencia de MP en los peces por las distintas preferencias y frecuencias alimentarias (*p.ej.* invertebrados, pequeños peces y plancton) (Barwick y Maher, 2003; Molina *et al.*, 2012) en comparación con otras fuentes como agua y sedimento (Dallinger *et al.*, 1987).

Desde hace más de 30 años, se ha corroborado que las concentraciones de MP incrementan de un nivel trófico a otro en la cadena trófica (biomagnificación), y durante las últimas décadas el término “biomagnificación” aun representa incompatibilidad de opiniones entre los autores, ya que algunos validan este proceso en las redes tróficas (Gray, 2002) y otros especialistas aseguran que no existe en el ecosistema marino (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008). Es importante señalar que la mayoría de los estudios que evaluaron altas concentraciones de MP entre la presa y el depredador; fueron interpretados en términos de la bioacumulación más que de la biomagnificación (Gray, 2002; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008) e inclusive en algunos casos utilizan isótopos estables ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$) para validar las fuentes tróficas (Jara-Marini *et al.*, 2009).

Sin embargo, las inconsistencias en todos los estudios que abordan la transferencia de MP de las presas al depredador, se ven influenciadas por la selección del método utilizado en la cuantificación de la misma, lo cual implica comúnmente cálculos erróneos, incluso, algunos estudios no consideran ningún método cuantitativo para evaluar la importancia de las especies presas en la dieta del depredador, aun y cuando hoy en día existen varias medidas de aproximación.

En este sentido, en el presente estudio se evaluó la transferencia de MP de las especies presas de la cabrilla sardinera utilizando la combinación de métodos tradicionales (%IIR), la importancia de la presa en términos de biomasa (%W), frecuencia de aparición (%FA), así como del índice de la importancia relativa de la presa específica (%PSIRI) incluyendo la biomasa (%WPSIRI) y frecuencia (%FPSIRI), debido a que en cada una de estas aproximaciones (sean tradicionales o recientes), proporcionan la evaluación de las presas con distintas jerarquías, por

lo que el utilizar de manera separada eliminaría los posibles sesgos de subestimar o sobrestimar la importancia de las presas.

En la mayoría de las investigaciones utilizan la fórmula propuesta por Gray, (2002) para estimar el factor de biomagnificación, sin embargo, el autor no consideró en el procedimiento matemático ninguna de las aproximaciones para evaluar la importancia de las presas y en términos de transferencia, debe incluirse una estimación más robusta que coadyuve a fortalecer este proceso (Escobar-Sánchez *et al.*, 2011), en términos de flujos de energía como lo es la alimentación en la cadena trófica.

En el presente estudio, la transferencia de MP de acuerdo con la fórmula de Gray, (2002) e incluyendo la modificación propuesta por Escobar-Sánchez *et al.* (2011), en la que se incluyó la combinación de métodos numéricos para la cuantificación de las especies presas (%IIR) se sobrestimaron a los eufáusidos (*N. simplex*), por lo que los peces quedaron escasamente representados en la aportación de MP pesados. Siendo resultados incongruentes en términos de contenido calórico y de transferencia de MP, como ha sido reportado en la mayoría de los estudios donde mencionan que los peces son los que mayormente le transfieren metales al depredador (Patrón-Gómez, 2013; Espinoza-García, 2016; Escobar-Sánchez *et al.*, 2016).

Sin embargo, el considerar otras aproximaciones (%PSIRI y %WPSIRI) en la fórmula cambian los valores en orden de magnitud del Factor de biomagnificación (FB), haciendo más coherente el aporte de los MP de los peces a la cabrilla sardinera. En este contexto, el FB tomando los valores del %PSIRI, %WPSIRI y %F, *N. simplex* sigue siendo la presa que transfiere MP como Cu y Pb con los mayores valores del FB, pero ya se integran peces (*S. sagax*, *S. rectifraenum* y *M. inornatus*) que en conjunto también son relevantes en la transferencia de Zn y Cd.

Esta variación en el orden permitió observar a otras especies presas de la cabrilla sardinera como recursos tróficos que potencialmente la transfieren MP, lo cual aunado con la dinámica de los flujos de energía, le brindan mas claridad los resultados obtenidos, ya que por ejemplo, en estudios de evaluación toxicológica es

estrictamente relevante considerar dosis y tiempo de exposición de cualquier elemento o sustancia tóxica como una medida preventiva y evitar una intoxicación que pudiera dañar la salud de la población. Por lo que considerando lo anterior, en el FB se debe de incluir la importancia de las presas utilizando métodos cuantitativos combinados (%IIR; %PSIRI), es por ello que, la ponderación en términos de frecuencia y biomasa, da resultados ecuanímenes considerando la importancia de cada presa (número, frecuencia y biomasa) respecto al total del contenido estomacal (Brown *et al.*, 2012).

De acuerdo con el FB por sexos, se observaron escasas diferencias respecto al consumo de especies presas que varían en el orden de importancia del %IIR, %W, %PSIRI y %WPSIRI, ya que el eufásido sigue siendo la presa que aportó particularmente Cu y Pb en ambos sexos, siendo más evidente la transferencia en hembras, mientras que en los machos *M. inornatus* y *S. sagax* fueron los componentes tróficos que le aportaron más MP.

Navarro-García (2018), mencionó que *S. sagax* fue el organismo que le aportó un mayor contenido energético de manera individual a la cabrilla sardinera, mientras que, en términos de la biomasa total consumida, las especies que le aportaron más calorías fueron *M. inornatus* (2,415.05 Kcal/g), *S. sagax* (1,359.89 Kcal/g), *N. simplex* (325.27 Kcal/g) y *S. rectifraenum* (280.26 Kcal/g). Lo anterior coincide y esclarece la variación en la transferencia del FB de las especies presas, siendo coherente en que las presas que presentaron un mayor contenido calórico fueron también las que aportaron más MP a la cabrilla sardinera.

Es relevante mencionar que, aunque en el FB el eufásido fue la presa que mayormente transfirió MP a la cabrilla sardinera, en terminos de energia apporto menos calorías que los peces. Lo anterior indicó la alta plasticidad trófica relacionado principalmente a la presencia y abundancia estacional de las especies presas, por lo tanto, pudiera ser debido a las necesidades metabólicas, habilidades de caza obtenidas durante su desarrollo (mayor capacidad de nado) para capturar presas más móviles con un mayor contenido energético o en su caso que sea menor

el contenido calórico, pero menos propenso a ser depredado (Moreno-Sánchez *et al.*, 2018; Navarro-García, 2018).

Aunque es de vital importancia las vías de acceso de los MP en los peces y en particular, el conocimiento sobre la transferencia de metales a través de las presas, son escasos los estudios donde aborden desde la utilización de aproximaciones robustas para cuantificar la importancia de las presas (análisis del contenido estomacal) así como las variaciones en el consumo y frecuencia de las mismas, por lo que, la mayoría de ellos se ha centrado en elasmobranchios (Patrón-Gómez, 2013; Espinoza-García, 2016; Escobar-Sánchez *et al.*, 2016), mientras que en otros estudios, han utilizado la clasificación trófica como una manera de corroborar la transferencia de MP en la cadena alimenticia, es decir, elevadas concentraciones de MP en peces carnívoros, tal como lo mencionan Ruelas-Inzunza *et al.*, (2014) con especies de hábitos similares a la cabrilla sardinera (*p. ejem. L. colorado*), donde reportaron valores de Hg 0.89 µg/g, Cd (0.04 a 0.47 µg/g) y Pb (2.4 a 0.81 µg/g) más elevados en comparación con los no carnívoros (*p. ejem. Mugil cephalus*).

Para *Mycteroperca rosacea* son nulos, mientras que para especies congéneres, Tremain y Adams, (2012) reportaron los valores más altos de Hg en especies carnívoras e ictiófagas como *M. bonaci* (1.06 µg/g), *M. microlepis* (0.40 µg/g) y *M. phenax* (0.24 µg/g), y en especies que se alimentan principalmente de invertebrados, obtuvieron valores menores (*Epinephelus morio* Hg: 0.17 µg/g y *Diplectrum formosum* Hg: 0.09 µg/g). En este sentido, el presente estudio se considera el primero en evaluar el FB utilizando varias aproximaciones para precisar la importancia de las presas y evidenciar resultados en términos de transferencia de MP y contenido calórico que representan en la cabrilla sardinera.

9.6. Evaluación toxicológica y Coeficiente de riesgo para salud humana

En términos de consumo humano, los peces son considerados muy importantes en la integración de la alimentación en la población humana y, de acuerdo con la FAO y OMS para mantener una dieta balanceada y reducir las enfermedades cardiovasculares, diabetes y obesidad se ha recomendado incrementar la ingesta de filete de pescado de 2 a 4 veces a la semana, particularmente aquellos peces de carne blanca por ser bajos en grasa, ricos en proteínas y minerales, entre los cuales incluye a atunes, meros y cabrillas (CONAPESCA, 2014, FAO, 2017).

En este sentido, existe discrepancia entre las recomendaciones otorgadas por sectores públicos de salud a nivel nacional e internacional (FAO, 2017) y los estudios que establecen reducir el consumo de filete de pescado de algunas especies, específicamente de aquellos organismos catalogados como depredadores ya sean pelágicos mayores, tiburones, meros y cabrillas, debido principalmente a que el consumo de estas especies son la vía de exposición de MP como Hg, Cd y Pb, catalogados como los más peligrosos a nivel mundial y el riesgo potencial a la salud humana (FDA, 2006; NOM-242-2009; EPA, 2016).

Numerosos estudios han demostrado que los peces son excelentes indicadores de la contaminación de MP en ambientes tanto de agua dulces como marinos, sin embargo, son escasos los estudios en el Noroeste de México que abordan la evaluación toxicológica, así como el coeficiente de riesgo como una medida preventiva de salud o en su caso de beneficio por consumo de peces (Frías-Espéricueta *et al.*, 2010; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014).

En el presente estudio se estimó una ingesta recomendable para la población mexicana de 642 g para un hombre adulto, 589 g para las mujeres y 180 g para niños, sin que represente ningún riesgo a la salud. No obstante, en las comunidades cercanas a la costa, la ingesta de cabrilla es mayor a 500 g a la semana (CONAPESCA, 2014), y podría ser superior al que aquí se recomienda.

Sin embargo, considerando a los elementos esenciales como el Cu y Zn que son nutrientes necesarios para el metabolismo tanto en organismos marinos como

en los humanos, su ingesta es altamente recomendable para cumplir los requerimientos energéticos básicos en la población, ya que se requieren para la adecuada absorción de las vitaminas como la B₆, B₁₂, C, A, entre otras, enfatizando en los grupos de la población vulnerables como niños, mujeres embarazadas y lactantes que requieren especial cuidado, para evitar problemas de nutrición y de defectos en el feto. En el presente estudio se calculó la Ingesta Diaria de Minerales (DMI) recomendadas estimados como seguros y adecuados para la población, considerando al Cu y Zn por cada 100 g de filete de cabrilla sardinera que se consume, representa arriba del 1% y del 100% de las recomendaciones sugeridas por el Institute of Medicine of the National Academies of the United States, (www.iom.edu).

Debido a esto, se considera que el consumo de filete de cabrilla sardinera es altamente recomendable ya que sus valores nutricionales de elementos esenciales son altos y cumplen con los sugeridos a nivel mundial para la absorción de vitaminas y minerales, particularmente para las mujeres embarazadas y lactantes.

Asimismo, los valores THQ para todos los elementos (Cu, Zn, Cd y Pb) estuvieron por debajo de representar un riesgo para la salud humana, sin embargo, los valores máximos del Cd pudieran sugerirse como peligroso para la población. Cabe mencionar que se deben tomar con cautela estos resultados ya que se debe dar seguimiento continuo del monitoreo de los niveles de Cd para evaluar correctamente el THQ, ya que los resultados presentados en el presente estudio corresponden a los años 2014 y 2015, donde se registró el evento del niño más intenso hasta el momento (NOAA, 2015).

10. CONCLUSIONES

- La cabrilla sardinera presentó distintos niveles de acumulación de Cu, Cd, Pb y Zn, en términos generales, se registraron los niveles más altos de elementos esenciales que los tóxicos. El análisis en tejido muscular y hepático siguió la tendencia músculo>hígado. Esto pudiera ser debido a la acelerada tasa de depuración en el hígado mediante la síntesis de las metalotioneínas como un mecanismo de detoxificación de MP.
- La proporción de sexos (más hembras que machos), la talla de primera madurez (aprox. 2 cm menor a la reportada oficialmente), la presencia de 15 individuos hermafroditas, pudieran ser factores relacionados a un efecto del ambiente contaminado por metales pesados en la cabrilla sardinera.
- Las lesiones histopatológicas en el hígado de *M. rosacea* es un buen indicador del bajo impacto de los metales pesados y la respuesta para mantener la homeostasis del órgano ya que el I_{org} no mostró valores elevados de daño al hígado.
- No hubo una relación entre los MP, la longitud total y el sexo. Sin embargo, los organismos chicos (21-36 cm) presentaron los valores más altos de MP, esto está en función al crecimiento acelerado en los primeros años de vida, por lo que sería uno de los mecanismos utilizados para eliminar MP, además el tipo de alimentación de la cabrilla sardinera (en su mayoría crustáceos), ya que el alimento es una de las mayores transferencias de elementos tóxicos a los organismos.
- Las concentraciones de metales pesados fueron altas durante la época fría, esto pudiera estar relacionado al ciclo reproductivo de la cabrilla sardinera, ya que durante los meses fríos los organismos se encuentran en la etapa de maduración y desove, por lo tanto, es de esperarse encontrar altas concentraciones de Zn en ambos sexos, ya que éste elemento se encuentra implicado como crucial para el buen desarrollo

gonádico, particularmente como el causante en la producción y función de las hormonas receptoras (hipotálamo, pituitaria, gonadotropina).

- Los niveles de MP fueron tres veces más altos en el 2015 que en el 2014, esto es reflejo de dos factores: principalmente al evento del niño que se registró durante el 2015 incrementando la TSM hasta 2.2 °C y del huracán “Odile” que enriqueció de metales pesados el puerto de Santa Rosalía.
- Las concentraciones promedio de MP en el músculo de la cabrilla sardinera estuvieron dentro de los valores de referencia catalogados como seguros para la población humana. Al considerar como beneficio a la salud de la población por cada 100 g de tejido muscular de la cabrilla representa un aporte más del 1% y 100% para Cu y Zn, por lo que su consumo es recomendado para la adecuada absorción de vitaminas en especial para las mujeres embarazadas y lactantes. El THQ promedio para los MP no representa ningún riesgo, no así en el caso del Cd donde se recomienda una ingesta menor a la sugerida en el presente estudio para minimizar los efectos que pudiera representar el consumo elevado.

11. RECOMENDACIONES

-  Diversos estudios han evidenciado una mayor afinidad de los metales pesados (MP) en el hígado, gónada y riñón en comparación con el músculo. Se recomienda realizar estimaciones considerando un mayor número de tejidos en la cabrilla sardinera, así como incluir las estimaciones de las metalotioneínas, ya que se encuentran implicadas en los mecanismos de detoxificación en el hígado.
-  Es importante incluir en los análisis de MP, una mayor representatividad de composición de tallas de los organismos y de la edad (años), para esclarecer el nivel de impacto de los MP en el crecimiento de los organismos.
-  Se recomienda incluir el análisis histopatológico en el mayor número de tejidos y órganos para evaluar el tipo y grado de daño a los organos, y en ese caso, obtener estimaciones más precisas referente a la toxicidad de los MP sean esenciales o no.

12. BIBLIOGRAFÍA

- Aburto-Oropeza O., B. Erisman, C. Valdez-Ornelas y G. Danemann. 2008. Serránidos de importancia comercial del Golfo de California: Ecología, pesquerías y conservación. *Cienc. Conserv.* 1: 1–23.
- Afshan S., Ali, S., Ameen U. S., Farid M., Bharwana S. A., Hannan F. y R. Ahmad. 2014. Effect of different heavy metal pollution on fish. *Res. J. Chem. Environ. Sci.* 2(1): 74-79.
- Aggarwal J., J. Habicht-Mauche y C. Juárez. 2008. Application of heavy stable isotopes in forensic isotope geochemistry: a review. *Appl. Geochem.* 23: 2658-2666.
- Akan J.C., S. Mohmoud, B.S. Yikala y V.O. Ogugbuaja. 2012. Bioaccumulation of Some Heavy Metals in Fish Samples from River Benue in Vinikilang, Adamawa State, Nigeria. *Am. J. Anal. Chem.* 3:727-736.
- Allen P. 1995. Accumulation profiles of lead and cadmium in the edible tissues of *Oreochromis aureus* during acute exposure. *J. Fish Biol.* 47(4): 559-568.
- Almeida E. A., y C. A. Oliveira Ribeiro. 2013. Pollution and Fish Health in Tropical Ecosystems. *CRC Press* 1st edition. 402 pp.
- Aranzazu-Taborda D. A., B. D. J. Rodríguez y B. A. Duque Agudelo. 2012. Disrupción edocrina en peces. *Col. J. An. Sci. Vet. Med.* 25(2): 312-324.
- Atchinson G.J., M.G. Henry y M.B. Sandheinrich. 1987. Effects of metals on fish behavior: a review. *Environ. Biol. Fish.* 18(1): 11-25.
- Authman M.M.N., M.S. Zaki, E.A. Khallaf y H.H Abbas. 2015. Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *J. Aquac. Res. Development.* 6: 328. doi:10.4172/2155-9546.1000328.
- Authman M.M.N., S.A. Ibrahim, M. A. El-Kasheif y H.S. Gaber. 2013. Heavy metals pollution and their effects on gills and liver of the Nile Catfish *Clarias gariepinus* inhabiting El-Rahawy Drain Egypt. *Global. Vet.* 10: 103-115.
- Authman M.M.N., W.T Abbas y A.Y. Gaafar. 2012. Metals concentrations in Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) from illegal fish farm in Al-

- Minufiya Province, Egypt, and their effects on some tissues structures. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 84: 163-172.
- Baby J., J.S. Raj, E.T. Biby, P. Sankarganesh, M. V. Jeevitha, S.U. Ajisha y S. S. Rajan. 2010. Toxic effect of heavy metals on aquatic environment. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 4(4): 939-952.
- Bhuvaneshwari R., K. Padmanaban, y R. Babu-Rajendran. 2015. Histopathological Alterations in Muscle, Liver and Gill Tissues of Zebra Fish *Danio Rerio* due to Environmentally Relevant Concentrations of Organochlorine Pesticides (OCPs) and Heavy Metals. *Int. J. Environ. Res.* 9(4):1365-1372
- Barton D. 2010. Flatfish (Pleuronectiformes) chromatic biology. *Rev. Fish Biol. Fisher.* 20: 31-46.
- Barwick M. y W. Maher. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar. Environ. Res.* 56:471-502.
- Bermejo-Miramontes Gustavo Antonio. 2018 en titulación. Edad, crecimiento y mortalidad de *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877), en Santa Rosalía, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). 57 pp.
- Bernet, D., H. Schmidt, W. Meier, P. Burkhardt-Holm y T. Wahli. 1999. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. *J. Fish Dis.* 22, 25-34.
- Cardwell R. D., D. K. DeForest, K. V. Brix y W. J. Adams. 2013. Do Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn Biomagnify in Aquatic Ecosystems? In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 226*. Springer New York. 101-122 pp.
- Castro-González M.I. y M. Méndez-Armenta. 2008. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 26: 263-271.
- Chavan V. R. y D. V. Muley. 2014. Effect of heavy metals on liver and gill of fish *Cirrhinus mrigala*. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 3(5): 277-288.

- Chien, L.C., T.C. Hung, K. Y. Choang., C. Y. Yeh., P. J. Meng., M. J. Shieh y B. C. Han. 2002. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan. *Sci. Total. Environ.* 285:177–185.
- Craig M.T. y Y. Sadovy. 2008. *Mycteroperca rosacea*. IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. IUCN
- Craig, M. T. y P. A. Hastings. 2007. A molecular phylogeny of the groupers of the subfamily Epinephelinae (Serranidae) with a revised classification of the Epinephelini. *Ichth. Res.* 54(1):1-17.
- CONAGUA. 2014. Comisión Nacional del Agua. Declaratoria de Desastre Natural por la ocurrencia del Huracan “Odile” del 14 al 15 de septiembre del 2014, en 5 municipios del Estado de Baja California Sur. <http://files.conagua.gob.mx/transparencia/PNH2014.pdf>.
- CONAPESCA.2014.Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura.Anuario Estadística de Pesca. http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/anuario_2014.
- Dallinger R., F. Prosi, H. Segner y H. Back. 1987. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecol.* 73:91-98.
- De la O-Burrola, V.G., L. De la Rosa-Gutiérrez, J. Astorg-Ceja y A.I. Acosta-Martínez. 2015. El Consumo de Pescados y Mariscos en Baja California. Universidad Autónoma de Baja California. Mexicali, Baja California. 182 pp. ISBN: 978-607-607-301-8.
- De Luna, C. J., y L. Rosales-Hoz. 2004. Heavy metals in tissues of gray whales *Eschrichtius robustus*, and in sediments of Ojo de Liebre Lagoon in Mexico. *Bull. Environ. Cont. Tox.* 72(3):460-466.
- Díaz-Uribe J. G., J. F. Elorduy-Garay y M. T. González-Valdovinos. 2001. Age and growth of the leopard grouper, *Mycteroperca rosacea*, in the southern Gulf of California, Mexico. *Pac. Sci.* 55: 171–182.
- Elkareem, A., M. A. Manal., A. M. Karrar y A. K. S. Ali. 2014. Relationship of Biometric Size-Weight, Nutritive Value, and Metal Concentrations in *Clarias lazera* (Cuvier and Valenciennes) Reared in Treated Wastewater. *Jor. J. Bio. Sci.* 7(3) 217-225.

- El-Moselhy K. M., A. I. Othman., H. A. El-Azem y M. E. A. El-Metwally. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egypt. J. Basic Appl. Sci.* 1(2): 97-105.
- El-Greisy Z.A. y A.H.A. El-Gamal. 2015. Experimental studies on the effect of cadmium chloride, zinc acetate, their mixture and the mitigation with vitamin C supplementation on hatchability, size and quality of newly hatched larvae of common carp, *Cyprinus carpio*. *Egypt. J. Aquat. Res.* 41:219-226.
- Ellenberger S.A., P. C. Baumann y T. W. May. 1994. Evaluation of effects caused by high copper concentrations in Torch lake, Michigan, on reproduction of yellow perch. *J. Great. Lakes. Res.* 20:531–536.
- Erisman, B. E., J. A. Rosales-Casián y P. A. Hastings. 2008. Evidence of gonochorism in a grouper, *Mycteroperca rosacea*, from the Gulf of California, Mexico. *Enviro. Biol. Fish.* 82: 23-33.
- Escobar-Sánchez O., J. Ruelas-Inzunza, X. G. Moreno-Sánchez, A. K. Romo-Piñera y M. G. Frías-Espericueta. 2016. Mercury Concentrations in Pacific Angel Sharks (*Squatina californica*) and Prey Fishes from Southern Gulf of California, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 96:15-19. DOI 10.1007/s00128-015-1708-0.
- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F., Rosiles-Martínez, R. 2011. Biomagnification of mercury and selenium in Blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biological Trace Element Research.* 144(1-3): 550-559.
- Espinoza-García S. 2016. Bioacumulación y biomagnificación de Cd, Hg y Pb, en *Mustelus henlei* (gill,1863) de la costa suroccidental de Baja California Sur. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). 87 pp.
- Estrada-Godínez, J. A., M. Maldonado-García, V. Gracia-López, M. Carrillo, R. Rebollar-Prudente y M. Spanopoulos-Zarco. 2014. Efecto del fotoperiodo y la temperatura sobre la composición bioquímica en reproductores silvestres de cabrilla sardinera, *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877). *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42(1):85-96.

- Estrada-Godínez, J. A. 2012. *Ciclo reproductivo y composición bioquímica de la cabrilla sardinera, Mycteroperca rosacea (Streets), en el medio natural*. Tesis Doctorado en Ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. 132 pp.
- Estrada-Godínez, J. A., M. Maldonado-García, V. Gracia-López y M. Carrillo. 2011. Reproductive cycle of the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* in La Paz Bay, México. *Cien. Mar.* 37 (4): 425-441.
- Evangelista-Leal M., U. Horst-Schulz, P. Lehmann-Albornoz., R. Machado y P. Henrique-Ott. 2013. First record of partial albinism in two catfish species of Genidens (Siluriformes: Ariidae) in an estuary of Southern Brazil. *Braz. Arch. Biol. Techn.* 56(2): 237-240.
- FAO. Food and Agriculture Organization. 2017. The State of Food Security and Nutrition in the world. In cooperation with IFAD (International Fund for Agricultural Development, UNICEF (United Nations Children's Fund), WFP (World Food Programme) and WHO (World Health Organization). Building resilience for peace and food security, Rome.
- FDA. Food and Drug Administration, The adverse event reporting system (AERS) latest quarterly data files. July 5 2006; <http://www.fda.gov/cder/aers/aers-prev-data.htm>.
- Figueiredo-Fernandes A., J.V. Ferreira-Cardoso, S. Garcia-Santos, S.M. Monteiro, J. Carrola y P. Matos. 2007. Histopathological changes in liver and gill epithelium of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, exposed to waterborne copper. *Pesq. Vet. Bras* 27: 103-109.
- Fonseca, V., Â. Serafim., M. J. Bebianno y H. Cabral. 2009. Effect of copper exposure on growth, condition indices and biomarker response in juvenile sole *Solea senegalensis*. *Sci. Mar.* 73(1):51-58.
- Fraysse B., R. Mons y J. Garric. 2006. Development of a zebrafish 4-day embryolarval bioassay to assess toxicity of chemicals. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 63(2), 253-267.
- Frías-Espericueta, M.G., J.I. Osuna-López, G. Izaguirre-Fierro, M. Aguilar-Juárez y D. Voltolina. 2010a. Cadmio y Plomo en organismos de importancia

- comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Oceánides*, 25(2): 121-134.
- Frías-Espericueta M. G., J. M. Quintero-Alvarez., J. I. Osuna-López., C. M. Sanchez-Gaxiola., G. López-López., G. Izaguirre-Fierro. Y D. Voltolina. 2010b. Metal contents of four commercial fish species of NW Mexico. *Bull. Environ. Cont. Tox.* 85(3):334-338.
- García-Hernández, J., L. Cadena-Cárdenas, M. Betancourt-Lozano, L. M. García-De la Parra, L. García-Rico y F. Márquez-Farías. 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicol. Environm. Chem.* 89(3): 507-522.
- Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Mar. Poll. Bull.* 45: 46-52.
- Goncalves, S. y H. White. 2005. Bootstrap standard error estimates for linear regression. *J. Am. Stat. Assoc.* 100(471):970-979.
- Goksor A., A. Arukwe, J. Larsson, M. P. Cajaraville, L. Hauser, B. M. Nilsen y P. Matthiessen. 2003. Molecular/cellular processes and the impact on reproduction in *Effects of Pollution on Fish*, Lawrence, A.J. and Hemingway, K.L., Eds., Blackwell. 221–255 pp.
- Gu Y.G., Q. Lin, H. Hong-Hui, W. Liang-gen, N. Jia-Jia y D. Fei-Yan. 2017. Heavy metals in fish tissues/stomach contents in four marine wild commercially valuable fish species from the western continental shelf of South China Sea. *Mar. Poll. Bull.* 114:1125-1129.
- Huancaré-Pusari, R. K. 2014. Identificación histopatológica de lesiones inducidas por bioacumulación de metales pesados en branquias, hígado y músculo de trucha arcoíris (*oncorhynchus mykiss*) de cultivo en etapa comercial de la laguna de mamacocha, área de influencia minera, Cajamarca-Perú. *Tesis.* 127 pp.
- Huerta-Díaz, M. A., A. Muñoz-Barbosa, X. L. Otero, J. Valdivieso-Ojeda y E. C. Amaro-Franco. 2014. High variability in geochemical partitioning of iron, manganese and harmful trace metals in sediments of the mining port of Santa Rosalia, Baja California Sur, Mexico. *J. Geochem. Explor.* 145: 51-63.

- Irigoyen-Arredondo M. S., O. Escobar-Sánchez., L. A. Abitia-Cárdenas., X. G. Moreno-Sánchez y D. S. Palacios-Salgado. 2017. Incidence of xanthism in the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Perciformes: Serranidae) in the Gulf of California. *Mar. Bio.* 1-4.
- Irigoyen-Arredondo M. S., E. Marín-Enriquez. X. G. Moreno-Sanchez., L. A. Abitia-Cardenas y J. S. Ramirez-Pérez. 2016. Weight-length relationship and condition factor of leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Perciformes: Serranidae) from the Gulf of California. *Cal. Fish. Gam.* 102(2): 50-54.
- INEGI. 2015. Instituto nacional de estadística y geografía. www.beta.inegi.org.mx/areasgeograficas/?ag=03#.
- Ivanina A.V. y I.M Sokolova. 2015. Interactive effects of metal pollution and ocean acidification on physiology of marine organisms. *Curr. Zool.* 61(4): 653-668.
- Jakimska, A., P. Konieczka., K. Skóra., y J. Namieśnik. 2011. Bioaccumulation of Metals in Tissues of Marine Animals, Part I: the Role and Impact of Heavy Metals on Organisms. *Pol. J. Environ. Stud*, 20(5): 1117-1125.
- Jara-Marini M.E., Soto-Jiménez M.F. y F. Páez-Osuna. 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.
- Jezierska B., K. Lugowska y M. Witeska. 2009. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). *Fish. Physiol. Biochem.* 35(4): 625-640.
- Jezierska B. y M. Witeska. 2006. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. *NATO Sci. Serie. Neth.* Springer.
- Jezierska B., K. Lugowska, M. Witeska y P. Sarnowski. 2000. Malformations of newly hatched common carp larvae. *Electr. J. Polish Agri. Univ.* 3(2). www.ejpau.media.pl/articles/volume3/issue2/fisheries/art-01.pdf.
- Jezierska B., I. Slominska. 1997. The effect of copper on common carp (*Cyprinus carpio* L.) during embryonic and postembryonic development. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 44: 261–272.

- Jitar O., C. Teodosiu, A. Oros, G. Plavan y M. Nicoara. 2015. Bioaccumulation of heavy metals in marine organisms from the Romanian sector of the Black Sea. *N. Biotechnol.* 32(3): 369-378.
- Kalay, M., Ö. Ay y M. Canli. 1999. Heavy metal concentrations in fish tissues from the Northeast Mediterranean Sea. *Bull. Environ. Cont. Tox.* 63(5):673-681.
- Kaoud H. A. y A. R. El-Dahshan. 2010. Bioaccumulation and histopathological alterations of the heavy metals in *Oreochromis niloticus* fish. *Nat. Sci.* 8(4):147-156.
- Kiewek-Martínez, N. M., V. Gracia-López y C. Rodríguez-Jaramillo. 2010. Evidence of sexual transition in leopard grouper individuals (*Mycteroperca rosacea*) (Streets, 1877) held in captivity. *Hidrobiol.* 20: 233-239.
- Köck, G., M. Triendl y R. Hofer. 1996. Seasonal patterns of metal accumulation in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from an oligotrophic Alpine lake related to temperature. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 53(4):780-786.
- Kojadinovic, J., M. Potier., M. Le Corre., R. P. Cosson. y P. Bustamante. 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environ. Poll.* 146(2):548-566.
- Ley-Quiónés C., A. A. Zavala-Norzagaray., T. L. Espinosa-Carreón., H. Peckham., C. Marquez-Herrera., L. Campos-Villegas., y A. A. Aguirre. 2011. Baseline heavy metals and metalloid values in blood of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Baja California Sur, Mexico. *Mar. Poll. Bull.* 62(9):1979-1983.
- Lira-Lerma, Gerardo. 2018. Biomagnificación de Mercurio y Selenio en cabrilla sardinera (*Mycteroperca rosacea*) en Santa Rosalía, Baja California Sur, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Sinaloa, Facultad de Ciencias del Mar (UAS-FACIMAR). 72 pp. en prensa.
- Maldonado-García M., V. Gracia-López, M. Kiewek-Martínez M. Carrillo y S. Zanuy. 2018. Reproductive cycle of leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) held in captivity: relationship between gonad development and sex steroid concentration. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 46(1): 83-90. DOI: 10.3856/vol46-issue1-fulltext-10.

- Méndez L, E. Palacios., E. Acosta., P. Monsalvo-Spencer y S. T. Álvarez-Castañeda .2006. Heavy metals in the clam *Megapitaria squalida* collected from wild and phosphorite mine impacted sites in Baja California, Mexico: considerations for human health effects. *Biol. Trace. Elem. Res.* 110:275–287. <https://doi.org/10.1385/BTER:110:3:275>
- Mendoza-Bustamante, J. A. 2002. Aspectos ecológicos del reclutamiento de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) (Pisces: Serranidae) en camas de sargazo, San Juan de la Costa, BCS, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur, (UABCS), La Paz, BCS, México. 54pp.
- Miller P.A., K.R. Munkittrick y D.G. Dixon. 1992. Relationship between concentrations of copper and zinc in water, sediment, benthic invertebrates, and tissues of white sucker (*Catostomus commersoni*) at metal-contaminated sites. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:978–984. doi: 10.1139/ f92-109.
- Moody J.R. y P.M. Lindstrom. 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Anal Chem* 49:2264–2267. doi: 10.1021/ac50022a039
- Moiseenko T. I. 2010. Effect of toxic pollution on fish populations and mechanisms for maintaining population size. *Russ. J. Ecol.* 41(3): 237-243.
- Moiseenko T. I. 2002. Change in the life cycle strategy of fish under the effect of chronic water pollution. *Russ.J. Ecol.* 33(1): 45-55.
- Molina C. I., C. Ibañez y F.M. Gibon. 2012. Biomagnification process of heavy metals of a hiperhaline lake (Poopó, Oruro, Bolivia): risks to consumer health. *Ecol. Boliv.* 47(2): 99-118.
- Moreno-Sánchez, X. G., M. P. Pérez-Rojo., M. S. Irigoyen-Arredondo., E. Marín-Enríquez., L. A. Abitia-Cárdenas y O. Escobar-Sánchez. 2018. Feeding habits of the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (streets, 1877) in the central Gulf of California, BCS, México. *Act. Icth. Pisc.* En prensa.
- Murillo-Cisneros D. A., T. M. O'Hara, J. M. Castellini, A. Sánchez-González, F. R. Elorriaga-Verplancken, A. J. Marmolejo-Rodríguez, E. Marín-Enríquez y F. Galván-Magaña. 2018. Mercury concentrations in three ray species from the

Pacific coast of Baja California Sur, Mexico: Variations by tissue type, sex and length. *Mar. Poll. Bull.* 126: 77-85.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.060>

Navarro-García Rosa Aylim. 2018. Bioenergética de la cabrilla sardinera *mycteroperca rosacea* (streets, 1877) en santa rosalía, baja california sur, méxico. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Sinaloa, Facultad de Ciencias del Mar (UAS-FACIMAR). 93 pp.

Nikolsky, G. V. 1963. *The Ecology of Fishes*. Academic Press. New York. 352 pp.

NOAA. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2015. ENSO: Recent Evolution, Current Status and Predictions. Boletín del 11 de mayo del 2015. http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/elnino/enso_evolution-status-fcsts-web.pdf.

NOM-242-SSA1-2009. Norma Oficial Mexicana 2009. Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Publicación: 10 de febrero del 2011.

Páez-Osuna F. y C. Marmolejo-Rivas. 1990. Trace metals in tropical coastal lagoon bivalves: *Crassostrea corteziensis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 45:538-544.

Páez-Osuna F., J.I. Osuna-López, G. Izaguirre-Fierro y H. M. Zazueta-Padilla. 1993a. Heavy metals in clams from a subtropical coastal lagoon associated with an agricultural drainage basin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50:915-921.

Páez-Osuna F, J.I. Osuna-López, G. Izaguirre-Fierro y H. M. Zazueta-Padilla. 1993b. Heavy metals in oysters from a subtropical coastal lagoon associated with an agricultural drainage basin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50:696-702.

Peláez-Mendoza, A.K. 1997. Hábitos alimenticios de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* Streets, 1877 (Pisces: Serranidae) en la Bahía de La Paz B.C.S. y zonas adyacentes. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 71 pp.

- Pelgrom S. M. G. J., L. P. M. Lamers, R. A. C. Lock, P. H. M. Balm y S. W. Bonga. 1995. Interactions between copper and cadmium modify metal organ distribution in mature tilapia, *Oreochromis mossambicus*. *Environ. Poll.* 90(3): 415-423.
- Pérez-Olivas, A., M. S. Irigoyen-Arredondo., X. G. Moreno-Sánchez., M. T. Villalejo-Fuerte., L. A. Abitia-Cárdenas y O. Escobar-Sánchez. 2018. Reproductive biology of the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) in the coastal area of Santa Rosalía, BCS, Mexico" (1921). *Lat. Am. J. Aquat. Res.* En prensa.
- Pérez-Olivas, Anabelle. 2016. Biología reproductiva de la cabrilla sardinera (*Mycteroperca rosacea*, Streets 1877) en la zona costera de Santa Rosalía, B.C.S., México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). 55 pp.
- Pérez-Rojo, M. P. 2016. Hábitos alimentarios de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877), en Santa Rosalía, BCS, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). 65 pp.
- Ploetz, D. M., Fitts, B. E., & Rice, T. M. (2007). Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (King Mackerel, *Scomberomorus cavalla* Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA. *Bull. Environ. Cont. Tox.* 78(2):134-137.
- RDA, 1989. Recommended Dietary Allowance. 10th ed. National Academic Press, Washington,DC.
- Rodrigues, A. M., P. Antunes., L. Paulo., M. E. Pereira, y L. Pinto de Andrade. 2018. Metal Contaminants in Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*, Lacépède, 1802) from Different Origins. *Int. J. Res. Agr. For.* 1(5):8-14.
- Roldán-Wong N. T., K. A. Kidd., A. J. Marmolejo-Rodríguez., B. P. Ceballos-Vázquez., E. Shumilin., y M. Arellano-Martínez. 2017. Bioaccumulation and biomagnification of potentially toxic elements in the octopus *Octopus hubbsorum* from the Gulf of California. *Mar. Poll. Bull.* 1-11.

- Romo-Piñera A. K., O. Escobar-Sánchez., J. Ruelas-Inzunza., y M. G. Frías-Espéricueta. 2018. Total Mercury in Squalid Callista *Megapitaria squalida* from the SW Gulf of California, Mexico: Tissue Distribution and Human Health Risk. *Bull. Environ. Cont. Tox.*1-5.
- R Core Team. 2017. R: a Language and Environment for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://CRAN.R-project.org/>
- Rowe, C.L. 2003. Growth Responses of an Estuarine Fish Exposed to Mixed Trace Elements in sediments over a Full Life Cycle, *Ecotoxicol. Environ. Safety.* 54: 229–239.
- Ruelas-Inzunza J. R., O. Escobar-Sánchez y F. Páez-Osuna. 2014. Mercury in fish, crustaceans and mollusks from estuarine areas in the Pacific Ocean and Gulf of Mexico under varying human impact In book: Fisheries Management of Mexican and Central American Estuaries, doi: 10.1007/978-94-017-8917-2_3. 39-49 pp.
- Ruelas-Inzunza J., J. Hernández-Osuna y F. Páez-Osuna. 2011a. 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., C. Green-Ruiz y M. Zavala-Nevárez. 2011b. Biomonitoring of Cd, Cr, Hg and Pb in the Baluarte river basin associated to a mining area (NW Mexico). *Sci. Total. Environ.* 409:3527–3536.
- Ruelas-Inzunza J., F. Páez-Osuna., A. C. Ruiz-Fernández., y N. Zamora-Arellano. 2011c. Health risk associated to dietary intake of mercury in selected coastal areas of Mexico. *Bull. Environ. Cont. Tox.* 86(2):180-188.
- Ruelas-Inzunza, J., F. Páez-Osuna. Y D. García-Flores. 2010. Essential (Cu) and nonessential (Cd and Pb) metals in ichthyofauna from the coasts of Sinaloa state (SE Gulf of California). *Environ. Mon. Ass.* 162(1-4):251-263.
- Ruelas-Inzunza J. y F. Páez-Osuna, F. 2008. Trophic distribution of Cd, Pb, and Zn in a food web from Altata-Ensenada del Pabellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. *Arch. Environ. Cont. Tox.* 54(4):584-596.

- Rodríguez Amador, R., S. Monks., G. Pulido Flores., J. C. Gaytán Oyarzun., C. Romo Gómez., y J. Violante González. 2012. Metales pesados en el pez *Dormitator latifrons* (Richardson, 1884) y agua de la laguna de tres palos, Guerrero, México. *Ra Ximhai*, 8(2).
- Roldán-Wong N. T., K. A. Kidd., A. J. Marmolejo-Rodríguez., B. P. Ceballos-Vázquez., E. Shumilin y M. Arellano-Martínez. 2017. Bioaccumulation and biomagnification of potentially toxic elements in the octopus *Octopus hubbsorum* from the Gulf of California. *Mar. Poll. Bull.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.014>.
- Sabullah M. K., S. A. Ahmad, Shukor A., M. Yunus, A. J. Gansau, M. A. Syed y N. A. Shamaan. 2015. Heavy metal biomarker: Fish behavior, cellular alteration, enzymatic reaction and proteomics approaches. *Int. Food Res. J.* 22(2): 435-454.
- Salvo, A., N. Cicero., R. Vadalà., A. F. Mottese., D. Bua., D. Mallamace y G. Dugo. 2016. Toxic and essential metals determination in commercial seafood: *Paracentrotus lividus* by ICP-MS. *Nat. Prod. Res.* 30(6):657-664.
- Sarnowska K., P. Sarnowski y I. Slominska. 1997. The effects of lead and copper on embryonic development of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*). *XVII Zjazd Hydrobiologów Polskich, Poznan*, 173 pp.
- Scott G.R. y K. A. Sloman. 2004. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquat. Toxicol.* 68:369-392.
- Schmidt-Posthaus H., D. Bernet., T. Wahli., y P. Burkhardt-Holm. 2001. Morphological organ alterations and infectious diseases in Brown trout *Salmo trutta* and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* exposed to polluted river water. *Dis. Aqua. Org.* 44(3): 161-170.
- Streets T. H. 1877. Contributions to the Natural History of the Hawaiian and Fanning Islands and Lower California: Made in Connection with the United States North Pacific Surveying Expedition, 1873-75 (No. 7). US Government Printing Office.

- Shumilin, E., L. Godinez-Orta, R. Cruz Orozco, D. Sapozhnikov, S. Kalmykov, S. Solis Nuñez y Y. Sapozhnikov. 1996. Características litológico-geoquímicas de los sedimentos superficiales de Bahía Concepción, B.C.S. *Actas INAGEQ* 2, 79–84.
- Shumilin E.N., G. Rodríguez-Figueroa, E. Morton-Bermea, E. Lounejeva-Baturina, E. Hernández y G. Rodríguez-Meza. 2000. Anomalous trace element composition of coastal sediments near the copper mining district of Santa Rosalía, Peninsula of Baja California, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 65: 261-268.
- Shumilin E., Gordeev V., Rodriguez-Figueroa G., Demina L. and Choumiline K. 2011. Assessment of geochemical mobility of metals in surface sediments of the Santa Rosalía mining region, western Gulf of California. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60: 8-25.
- Shumilin E., A.F. Jiménez-Illescas y S. López-López. 2013. Anthropogenic contamination of metals in sediments of the Santa Rosalía Harbor, Baja California Peninsula. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 90: 333-337.
- Thomson, D. A., L. T. Findley y A. N. Kerstitch. 2000. Reef fishes of the Sea of Cortez: the rocky-shore fishes of the Gulf of California. University of Texas Press. Vol. 44.
- Tremain D. M. y D. H. Adams. 2012. Mercury in groupers and sea basses from the Gulf of Mexico: Relationships with size, age, and feeding ecology. *T. Am. Fish. Soc.* 141(5): 1274-1286.
- Ureña Robles, R. 2007. Metalotioneínas en peces y gasterópodos: su aplicación en la evaluación de la contaminación. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad de Valencia, España. 206pp.
- UK EEA (European Environment Agency). 2011. European Union emission inventory report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). Technical Report No 9/2011. Copenhagen.
- US EPA. United States Environmental Protection Agency. 2000. In: Philadelphia: PA: United States Environmental Protection Agency, W.D. (Ed.), Risk-Based Concentration Table.

- US EPA. United States Environmental Protection Agency. 2015. Risk-Based Screening Table. <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/index.htm>.
- Valavanidis A. y T. Vlachogianni. 2010. Metal Pollution in Ecosystems: Ecotoxicology Studies and Risk Assessment in the Marine Environment. *Sci. adv. Environ. Toxicol. Ecotoxicol. Iss.* Online <http://chem-tox-ecotox.org/wp/?p=394>.
- Van der Oost, R., J. Beyer y N. Vermeulen. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharm.* 13: 57-149.
- Velcheva I., E. Tomova, D. Arnaudova y A. Arnaudov. 2010. Morphological investigation on gills and liver of freshwater fish from dam lake "Studen kladenets". *Bulg. J. Agric. Sci.* 16: 364-368.
- Wehncke E.V., J. R. Lara-Lara, S. Álvarez-Borrego y E. Ezcurra. 2014. conservation Science in Mexico's Northwest: Ecosystem status and trends in the Gulf of California. 1st. Edition UC Mexus. University of California, Riverside CA. 568 pp.
- Yarsan E. y M. Yipel. 2013. The Important Terms of Marine Pollution "Biomarkers and Biomonitoring, Bioaccumulation, Bioconcentration, Biomagnification". *J. Mol. Biomark. Diagn.* 1: 1-4.
- Yi Y.J. y S.H. Zhang. 2012. The relationships between fish heavy metal concentrations and fish size in the upper and middle reach of Yangtze River. *Procedia. Environ. Sci.* 13: 1699-1707.
- Yi, Y.J., Z. F. Yang y S. H. Zhang. 2011. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environ. Pollut.* 159: 2575–2585.
- Younis A.M., H. F. Amin, A. Alkaladi y Y.Y. I. Mosleh. 2015. Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish, Squids and Crustaceans from the Red Sea, Jeddah Coast, Saudi Arabia. *Open J. Mar. Sci.* 5: 369-378. <http://dx.doi.org/10.4236/ojms.2015.54030>

- Zimmerli, S., D. Bernet., P. Burkhardt-Holm., H. Schmidt-Posthaus., P. Vonlanthen., T. Wahli y H. Segner. 2007. Assessment of fish health status in four Swiss rivers showing a decline of brown trout catches. *Aquatic. Sci.* 69(1):11-25.
- Zeitoun M. M. y E.E. Mehana. 2014. Impact of Water Pollution with Heavy Metals on Fish Health: Overview and Updates. *Glob. Vet.* 12 (2): 219-231. doi:10.5829/idosi.gv.2014.12.02.82219.
- Zhang L. y W.X. Wang. 2007. Size-dependence of the potential for metal biomagnification in early life stages of marine fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 26:787–794.
- Zhang L., L. Zhu., F. Li., C. Liu., Z. Yang., Z. Qiu y M. Xiao. 2017. Heavy metals and metalloid distribution in different organs and health risk assessment for edible tissues of fish captured from Honghu Lake. *Oncotarget.* 8(60): 101672-101685.

13. ANEXOS

Artículos derivados de la presente investigación

ANEXO 1. Artículo 1 Weight-length relationship and condition factor of leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Perciformes: Serranidae) from the Gulf of California

California Fish and Game 102(2):50-54; 2016

Weight-length relationship and condition factor of leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Perciformes: Serranidae) from the Gulf of California

M.S. IRIGROYEN-ARREDONDO, E. MARIN-ENRIQUEZ, X.G. MORENO-SANCHEZ*, L.A. ABITIA-CARDENAS AND J. S. RAMIREZ-PEREZ

Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN). Departamento de Pesquerías y Biología Marina. Av. IPN s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, Baja California Sur. C.P. 23096, México. (MSIA, XGMS, LAAC)

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, Baja California Sur, C.P. 23201, México. (EME)

Universidad Autónoma de Sinaloa- Facultad de Ciencias del Mar, Paseo Claussen S/N. Col. Los Pinos, Mazatlán, Sinaloa. C.P. 82000, México. (JSRP)

*Correspondent: xchel.moreno@gmail.com

Key words: Weight-length, Serranidae, leopard grouper, Gulf of California.

The weight-length ($W-L$) relationship and condition factor (K) are descriptors that provide fundamental information to evaluate the condition of fish and to determine possible differences among populations (Froese 2006). Fulton's condition factor has been widely used as a proxy for the health status of organisms, relating size and weight of recently caught individuals (Nash et al. 2006). These relationships ($W-L$ and K) are biologically relevant and provide fundamental information for the management of populations with high ecological and economic importance.

The leopard grouper (*Mycteroperca rosacea*) is a serranid of importance within the Gulf of California (GC). This species is endemic to the northwestern Mexican Pacific (Thomson et al. 2000), and is included in the Red List of Threatened Species as vulnerable (Craig and Sadovy 2008). However, despite its ecological importance, there are no studies on the weight-length relationship and condition factor for this species, and this study was carried out to provide information on this topic.

Monthly sampling was carried out from March, 2014 to May, 2015 by free diving using a polespear at depths of 6 to 10 m in the mining port of Santa Rosalia, Baja California Sur, in the central region of the GC (27°20.353'N, 112°15.797'W). Total length (TL , ± 0.5 cm precision) was measured using an ichthyometer, and total fresh weight was measured using an Explorer Pro electronic analytical balance (W , ± 1 g precision). Sex was determined by the direct observation of gonads.

Data were analyzed by sex (male or female). No juveniles were caught; sizes were therefore categorized as small (<360 mm), medium (>360 mm and <510 mm), or large

ANEXO 2. Incidence of xanthism in the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Perciformes: Serranidae) in the Gulf of California.

Mar Biodiv
DOI 10.1007/s12526-017-0753-9

SENCKENBERG



SHORT COMMUNICATION

Incidence of xanthism in the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Perciformes: Serranidae) in the Gulf of California

Marina S. Irigoyen-Arredondo¹ · Ofelia Escobar-Sánchez² ·
L. Andrés Abitia-Cárdenas¹ · Xchel G. Moreno-Sánchez¹ · Deivis S. Palacios-Salgado³

Received: 14 June 2016 / Revised: 6 June 2017 / Accepted: 8 June 2017
© Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung and Springer-Verlag GmbH Germany 2017

Abstract Five leopard grouper *Mycteroperca rosacea* specimens were captured in the Gulf of California, two of which presented a rare orange pigmentation on both sides of the body. The remaining individuals presented changes to the normal pigmentation pattern on the left or right flanks. The possible causes of these phenomena are discussed.

Keywords Endemic · Xanthism · Serranidae · Gulf of California

Introduction

Most studies documenting anomalies in fish have focused mainly on flatfish (Pleuronectiformes) (Dawson 1964; Colman 1972; Bolker and Hill 2000; Burton 2010) and on elasmobranchs (Teixeira and Araújo 2002; Bottaro et al. 2008; Escobar-Sánchez et al. 2009). Studies on anomalies of

free-living fish are rare (Macieira et al. 2006); however, there have been reports of xanthism (yellow coloration) and bone deformities in species such as *Stegastes acapulcoensis* and *Balistes polylepis* (Palacios-Salgado and Rojas-Herrera 2012; Escobar-Sánchez et al. 2013). Most coloration anomalies that have been recorded belong to albinism, ambicoloration, or xanthochromia. Albinism results in partial or total lack of pigmentation (Colman 1972). Ambicoloration is an excess of pigment that is usually partial; that is, there is variation in the color of the fins, scales, dorsal area, or eyes (Norman 1934). Xanthism is a strange condition in which melanophores are absent and the specimen is usually entirely golden or orange (Colman 1972).

Xanthism is more common in ornamental fish than in free-living fish (Jawad et al. 2013), but it has been reported in serranids such as the calico grouper *Epinephelus drummondhayi* (Schwartz 1978) in North Carolina (USA), and there are reports of partial xanthism in the coney *Cephalopholis fulva* (Simon et al. 2009, 2011) in south-eastern Brazil. Ambicoloration has also been documented in the epaulet grouper *E. stoliczkae* (Jawad and Al-Kharusi 2013) in the Sea of Oman. Xanthochromism is a rare condition characterized by an excess of pigmentation. It has been suggested that this condition could be the result of wounds or bites from other organisms (Colman 1972), of genetic causes (Jawad et al. 2013), of a deficiency in vitamins C and E in the diet of the specimens (Simon et al. 2011), and, recently, of a neuroendocrine disorder (Noga 2010; Jawad et al. 2013).

The leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) is endemic to the northwest Pacific of Mexico (Thomson et al. 2000) and it is associated with rocky reefs near the coast and adjacent islands of Baja California Sur (Aburto-Oropeza et al. 2008; Estrada-Godínez et al. 2011). Since 2008, the leopard grouper has been classified as a vulnerable species in the red list of endangered species of the International Union for

Communicated by R. Thiel

✉ Xchel G. Moreno-Sánchez
xchel.moreno@gmail.com

¹ Departamento de Pesquerías y Biología Marina, Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), Av. Instituto Politécnico Nacional s/n Col. Playa Palo de Santa Rita Apdo. Postal 592, 23096 La Paz, BCS, Mexico

² Facultad de Ciencias del Mar, CONACYT—Universidad Autónoma de Sinaloa, Paseo Claussen s/n Col. Los Pinos, 82000 Mazatlán, Sinaloa, Mexico

³ Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera (ENIP-UAN), Bahía de Matanchén Km. 12, 63740 Carretera a los Cocos, San Blas, Nayarit, Mexico

Published online: 27 June 2017

Springer

ANEXO 3. Artículo 2 Biología reproductiva de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, (Streets, 1877) en la zona costera de Santa Rosalía, BCS, México. (Carta de aceptación y prueba de galera)



Latin American Journal of Aquatic Research



LAJAR/88/2017

Chile, Valparaíso, 12 de diciembre de 2017

Dr.
Leonardo Andrés Abitia Cárdenas
Instituto Politécnico Nacional
Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas
Baja California, Sur
MÉXICO

Estimado Dr. Abitia Cárdenas:

Mediante la presente le informo que el artículo "Reproductive biology of the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) in the coastal area of Santa Rosalía, BCS, Mexico" (1921), de los autores, Anabelle Pérez, Olivas, Marina Soledad Irigoyen Arredondo, Xchel Gabriel Moreno Sánchez, Marcial Trinidad Villalejo Fuerte, Leonardo Andrés Abitia Cárdenas & Ofelia Escobar Sanchez, ha sido aceptado para ser publicado en el próximo número de la Revista *Latin American Journal of Aquatic Research* (LAJAR).

Le saluda atentamente,

Dr. Sergio Palma
Editor Jefe

Latin American Journal of Aquatic Research

cc: Archivo.

Reproductive biology of the leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) in the coastal area of Santa Rosalía, BCS, Mexico

ABSTRACT. The leopard grouper *Mycteroperca rosacea* is endemic to northwestern Mexico. It has been classified as vulnerable by the IUCN since 2008. *M. rosacea* has high commercial value and is caught year-round in Baja California Sur. Biological information on this species, especially in its natural environment, is scarce, and the objective of this study was to analyze its reproductive biology in Santa Rosalía, BCS. A total of 345 specimens were collected from March 2014 to May 2015. The sex ratio was 2.0: 1.0 (females: males, $P < 0.05$). Population size at first maturity (L_{50}) was estimated at 40.77 cm TL; 37.31 cm TL for males and 42.44 cm TL for females. Gonadic development was synchronous by group, with a reproductive period occurring from March to May in 2014 and 2015 (at 20-23°C). The gonadosomatic index achieved maximum values in May 2014 and March 2015, as did the highest frequencies of mature and spawning organisms. This indicated that there was a clear seasonal pattern of reproduction, and a negative correlation with temperature for both sexes. The hepatosomatic index and the condition index indicated that *M. rosacea* is not a species that requires storing of energy for reproductive events, as it seems to have food available year-round.

Keywords: *Mycteroperca rosacea*, size at first maturity, reproductive cycle, somatic indexes, temperature.

INTRODUCTION

The leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) is distributed from the southwestern coast of the Baja California Peninsula in the Gulf of California to Jalisco (Heemstra & Randall, 1993), and is therefore considered endemic to the Mexican Pacific. Due to its restricted distribution, as well as to its reproductive biology, it is catalogued as vulnerable, and has been included in the Red List of threatened species by the International Union for the Conservation of Nature (Craig & Sadovy, 2008).

This species is considered an iteroparous species, catalogued until now as having gonochoric species (Erisman *et al.*, 2008); it forms reproductive aggregations from March to June, depending on location (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). The increase in the abundance of individuals at reproductive sites, in addition to being a predictable event, results in the species being vulnerable to overexploitation, as capture efforts are normally focused on those sites. It is a relatively easy way to obtain a large catch volume, and the impact of extraction on reproducing individuals can cause larger

FEEDING HABITS OF THE LEOPARD GROUPER *Mycteroperca rosacea* (Streets, 1877) IN THE CENTRAL GULF OF CALIFORNIA, BCS, MEXICO.

Type:

Full paper

Summary:

Background

The leopard grouper *Mycteroperca rosacea* is endemic to northwestern Mexico and has high commercial value. Although facets of its basic biology are known, information on its trophic ecology in particular is scarce. The objective of the present study was to characterize the feeding habits of *M. rosacea* through the analysis of stomach contents, and to determine possible variations linked to sex (male or female), size (small, medium, large), or season (warm or cold), in order to understand the trophic role that this species plays in the ecosystem where it is found.

Material and methods

Fish were captured monthly, from March 2014 to May 2015 by spearfishing in Santa Rosalía, BCS, Mexico. The numeric, by weight, and frequency of appearance, as well as the index of relative importance (%IRI) and prey-specific index of relative importance (%PSIRI) were used to determine the importance of each prey item in the leopard grouper diet. Diet breadth was calculated using Levin's index. Possible differences in diet by sex, size, or season were identified through a multivariate PERMANOVA analysis.

Results

A total of 341 leopard grouper specimens were collected, 309 of which had stomachs containing food. A total of 28 prey species were identified. According to the % IRI, the contribution to the diet of the coastal pelagic prey *Nyctiphanes simplex* and *Sardinops sagax* was 87%, whereas according to the %PSIRI the contribution to the diet of those two prey species was 57%, in addition to several demersal prey. There were significant differences in the feeding habits of leopard grouper according to sex, size, and season, as well as size-sex interactions.

Conclusions

M. rosacea was identified as a carnivorous predator with narrow trophic width, with significant differences in diet according to the sex, size, season, and size-sex interactions, which could be the result of different energetic requirements, hunting abilities, and food availability. It was determined that the %PSIRI is the most adequate index to determine the feeding habits of fish, as it provides a better average to determine the most important prey.

Authors:

Dr. LEONARDO ANDRES ABITIA

Instituto Pólitecnico Nacional

Dr. XCHEL GABRIEL MORENO

Instituto pólitecnico nacional

PILAR PEREZ

Instituto pólitecnico nacional

MARINA SOLEDAD IRIGOYEN

Instituto pólitecnico nacional

EMIGDIO MARIN

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

Dr. OFELIA ESCOBAR

CONACYT-Universidad Autónoma de Sinaloa

Keywords:

Gulf of California, stomach contents, Diet breadth, Leopard Grouper