



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**Biomagnificación e impacto de metales pesados en la salud del  
huachinango del Pacífico *Lutjanus peru*, en el puerto minero de  
Santa Rosalía, B.C.S., México e implicaciones de ingesta en  
humanos**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN  
CIENCIAS

PRESENTA

M. en C. MARÍA DEL PILAR PÉREZ ROJO

LA PAZ B. C. S., ENERO 2022.



# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

## SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-14  
REP 2017

### ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 05 del mes de Noviembre del 2021 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Posgrado de: CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS para examinar la tesis titulada: "BIOMAGNIFICACIÓN E IMPACTO DE METALES PESADOS EN LA SALUD DEL HUACHINANGO DEL PACÍFICO *Lutjanus peru* EN EL PUERTO MINERO DE SANTA ROSALÍA, B.C.S., MÉXICO E IMPLICACIONES DE INGESTA EN HUMANOS" del (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	<u>PÉREZ</u>	Apellido Materno:	<u>ROJO</u>	Nombre (s):	<u>MARÍA DEL PILAR</u>
-------------------	--------------	-------------------	-------------	-------------	------------------------

Número de registro: A 1 8 0 5 4 5

Aspirante del Programa Académico de Posgrado: DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 6 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

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

#### JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN:

El porcentaje de similitud es bajo y se registraron en la estructuración general del documento coincidencias menores

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

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

"SATISFACE LOS REQUISITOS SEÑALADOS POR LAS DISPOSICIONES REGLAMENTARIAS VIGENTES"

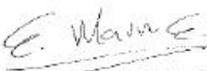
#### COMISIÓN REVISORA DE TESIS

  
DR. XCHEL GABRIEL MORENO SÁNCHEZ  
Director de Tesis  
Nombre completo y firma

  
DRA. ANA JUDITH ARMOLETO RODRÍGUEZ  
Nombre completo y firma

  
DR. JOSÉ LUIS ORTIZ GALINDO  
Nombre completo y firma

  
DR. LEONARDO ANDRÉS ABITIA CÁRDENAS  
Director de Tesis  
Nombre completo y firma

  
DR. EMIGDIO MARÍN ENRÍQUEZ  
Nombre completo y firma

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO  
Nombre completo y firma  
**PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES**



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

**CARTA CESIÓN DE DERECHOS**

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 03 del mes de Diciembre del año 2021

El (la) que suscribe M en C. MARÍA DEL PILAR PEREZ ROJO Alumno (a) del Programa  
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A180545 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

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

DR. XCHEL GABRIEL MORENO SÁNCHEZ y DR. LEONARDO ANDRÉS ABITIA CÁRDENAS

y cede los derechos del trabajo titulado:

“Biomagnificación e impacto de metales pesados en la salud del huachinango del Pacífico  
Lutjanus peru en el puerto minero de Santa Rosalía, B.C.S., México e implicaciones de ingesta  
en humanos “

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: mperezr1500@alumno.ipn.mx - xmoreno@ipn.mx - labitia@ipn.mx

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

M en C. MARIA DEL PILAR PÉREZ ROJO

*Nombre y firma del alumno*



Dr. Mario Alberto Castillo Soria

# PILAR TESISTERMINADA\_NOVIEMBRE\_22\_2021 (1).pdf

## Resumen de fuentes



6%

SIMILITUD GENERAL

Rank	Source	Similarity
1	delfin.cicimar.ipn.mx INTERNET	3%
2	repositoriodigital.ipn.mx INTERNET	<1%
3	s6250e2cbcd1c88c4.jimcontent.com INTERNET	<1%
4	biblioteca.semageomin.cl INTERNET	<1%
5	www.repositoriodigital.ipn.mx INTERNET	<1%
6	riunet.upv.es INTERNET	<1%
7	www.biblioteca.cicimar.ipn.mx INTERNET	<1%
8	www.researchsquare.com INTERNET	<1%
9	revistas.iiap.org.pe INTERNET	<1%
10	www.scielo.sa.cr INTERNET	<1%
11	qdoc.tips INTERNET	<1%
12	users.soe.ucsc.edu INTERNET	<1%
13	www.fmyz.unam.mx INTERNET	<1%
14	www.scribd.com INTERNET	<1%
15	Daniela A. Murillo-Cisneros, Tania Zenteno-Savin, John Harley, Andrew Cyr et al. "Mercury concentrations in Baja California Sur fish: Dietary exposure assessment", Chemosphere, 2021 CROSSREF	<1%
16	cdigital.uv.mx INTERNET	<1%
17	tel.archives-ouvertes.fr INTERNET	<1%
18	www.tandfonline.com INTERNET	<1%
19	1library.co INTERNET	<1%
20	Karina De la Rosa-Meza, Oscar Sosa-Nishizaki, Horacio De la Cueva-Salcedo. "Feeding habits of the speckled guitarfish Rhinobatos glaucostigma (Elasmobranchii, Batoidea) in the southeastern Gulf of Cali." CROSSREF	<1%
21	Renato Peña, Daríel Tovar-Ramírez, Mauricio Contreras-Olguín, Patricia Hinojosa-Baltazar. "Variations in digestive enzyme activity during larval development of cultured Pacific red snapper", Aquaculture R... CROSSREF	<1%
22	fedorabg.bg.ac.rs INTERNET	<1%
23	repositorio.ufmg.br INTERNET	<1%
24	revistas.imarpe.gob.pe INTERNET	<1%
25	www.psicothema.com INTERNET	<1%
26	archive.org INTERNET	<1%
27	biblioteca.usac.edu.gt INTERNET	<1%

*Dedicado con toda gratitud a mí madre, a mí padre, a mí pareja, a mí hermano y por supuesto, a todos los demás miembros de la familia y amigos.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN), por facilitarme el desarrollo y conclusión del presente trabajo.

Así mismo agradezco el apoyo económico brindado tanto por mí casa de estudios a través de (PIFI), como al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) a través de la beca.

A mis directores de tesis por su constante compromiso en este proyecto: Dr. Xchel Gabriel Moreno Sánchez y Dr. Leonardo Andrés Abitia Cárdenas.

A mi comité revisor, siempre dispuestos a brindar orientación y participar en reuniones: Dr. Emigdio Marín-Enríquez, Dr. José Luis Ortiz Galindo y Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez y no menos importante, a la Dra. Marina Irigoyen Arredondo, que si bien no integro formalmente el comité, estuvo pendiente del proyecto.

En general, al departamento de Servicios Educativos por su excelente atención, especialmente al LCP. Humberto Ceseña y César Casas.

Al laboratorio de Toxicología de la Facultad de Medicina y Veterinaria de la UNAM por apoyarme con el procesamiento de muestras y compartirme su conocimiento.

A mis compañeros y amigos que con sus observaciones y ayuda enriquecieron este proyecto: Anabel Pérez Olivas, Mar Quiroga, Caro Restrepo, Filius Valle y Alex Lopeztegui.

<b>ÍNDICE GENERAL</b> .....	i
Lista de figuras.....	iv
Lista de tablas.....	vii
Glosario.....	ix
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	5
<b>3. JUSTIFICACIÓN</b> .....	15
<b>4. HIPÓTESIS</b> .....	16
<b>5. OBJETIVOS</b>	
5.1. Objetivo general.....	16
5.2. Objetivos particulares.....	17
<b>6. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	
6.1. Área de estudio.....	17
6.2. Trabajo de campo.....	20
6.3. Trabajo de laboratorio.....	21
6.4. Hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía.....	22
6.4.1. Identificación taxonómica de las presas.....	22
6.4.2. Estimación del tamaño mínimo de muestra para caracterizar la alimentación del huachinango del Pacífico.....	23
6.4.3. Análisis cuantitativo de la alimentación.....	23
6.4.4. Comparación de la alimentación considerando el sexo, la madurez sexual y la estación climática.....	24
6.4.5. Amplitud trófica.....	24
6.4.6. Estrategia alimentaria.....	25
6.5. Evaluación ecotoxicológica del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía.....	26
6.5.1. Procesamiento de muestras.....	26
6.5.2. Validación del método.....	28
6.5.3. Biomagnificación y bioacumulación de Cu, Zn, Pb, Cd y Hg.....	30
6.6. Determinación de la relación longitud-peso e índices morfofisiológicos en ejemplares de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	31
6.6.1. Cálculo de regresión potencial y análisis de residuales.....	31
6.6.2. Índices morfofisiológicos y su correlación con la salud del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> .....	32
6.7. Recomendaciones y riesgo a la salud humana por consumo de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	33
6.7.1. Ingesta diaria de filete de acuerdo a lo contenido en minerales esenciales (DMI).....	33
6.7.2. Ingesta semanal tolerable de filete considerando los niveles de todos los metales (TIST).....	33
6.7.3. Coeficiente de riesgo a la salud humana (THQ).....	34

## 7. RESULTADOS

7.1. Hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	35
7.1.1. Descripción de muestras y tamaño mínimo.....	35
7.1.2. Análisis cualitativo y cuantitativo de la alimentación .....	36
7.1.3. Descripción y comparación trófica por sexo, madurez sexual, estación climática.....	39
7.1.4. Amplitud y estrategia alimentaria .....	43
7.2. Evaluación ecotoxicológica del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	46
7.2.1. Validación del método .....	46
7.2.2. Biomagnificación del cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg).....	48
7.2.3. Bioacumulación de cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg).....	51
7.3. Relación longitud-peso e índices morfofisiológicos en huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	57
7.3.1. Tipo de crecimiento del huachinango del Pacífico de acuerdo a la relación longitud-peso.....	57
7.3.2. Condición de salud del huachinango del Pacífico vs niveles de metales en hígado.....	59
7.3.3. Correlación entre metales en hígado e indicadores morfofisiológicos.....	60
7.4. Recomendaciones y riesgo a la salud humana por consumo de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	62
7.4.1. Ingesta recomendada de minerales esenciales de acuerdo a niveles en filete.....	62
7.4.2. Ingesta tolerable de metales de estudio de acuerdo a niveles en filete.....	63
7.4.3. Recomendación referente a riesgo humano por consumo de filete.....	64

## 8. DISCUSIÓN

8.1. Hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	65
8.1.1. Análisis cualitativo y cuantitativo de la alimentación.....	65
8.1.2. Alimentación de acuerdo a la categoría: análisis de diferencias significativas.....	67
8.1.3. Amplitud y estrategia alimentaria.....	69
8.2. Evaluación ecotoxicológica del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía.....	70
8.2.1. Biomagnificación de zinc (Zn), cobre (Cu), cadmio (Cd), plomo (Pb) y mercurio (Hg) en huachinango del Pacífico.....	70
8.2.2. Bioacumulación de zinc (Zn), cobre (Cu), cadmio (Cd), plomo (Pb) y mercurio (Hg) en huachinango del Pacífico.....	72
8.2.3. Alimentación y bioacumulación de metales.....	74

8.3.	Relación longitud-peso e índices morfofisiológicos en huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	77
8.3.1.	Tipo de crecimiento del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	77
8.3.2.	Condición de salud del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	79
8.4.	Recomendaciones para humanos relacionadas a consumo de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	84
8.4.1.	Sugerencia de consumo de filete de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> de acuerdo al contenido de metales esenciales.....	84
8.4.2.	Sugerencia de consumo de filete de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> de acuerdo a límites tolerables de cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg).....	85
8.4.3.	Sugerencia referente a riesgos por consumo de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> para la población mexicana.....	85
<b>9.</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>88</b>
<b>10.</b>	<b>RECOMENDACIONES</b> .....	<b>90</b>
<b>11.</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>91</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Área de estudio (Puerto minero de Santa Rosalía, B.C.S., México). El área sombreada indica el lugar de captura del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> .....	18
<b>Figura 2.</b> Variación mensual de temperatura superficial marina (TSM) en la costa de Santa Rosalía, B.C.S. La línea dentro de cada caja señala la mediana, las cajas indican el primer y tercer cuartil, los bigotes representan el intervalo de veces de 1.5 del cuartil, mientras los círculos son posibles valores anómalos (outliers). La línea punteada que atraviesa todo el gráfico es la media general de TSM de todos los meses desde Mayo 2016 a Diciembre 2017. Las letras S y E indican respectivamente, inicio y término de muestreo, las letras N son meses donde no se realizaron muestreos.....	22
<b>Figura 3.</b> Tipos de estrategia alimentaria: especializada en un tipo presa (A); especializada en distintos tipos de presas (B); generalizada (C); mixta (D). Los puntos representan a las presas y las isolíneas determinan el porcentaje de cada tipo de presa en la dieta.....	26
<b>Figura 4.</b> Músculo, hígado y presas enteras de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> , colocadas en tubos de ensaye parcialmente sumergidos en agua a temperatura de 160°C para su digestión.....	28
<b>Figura 5.</b> Equipos de espectrofotometría para medición de metales en músculo, hígado y presas enteras de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> . A) Espectrómetro Perkin Elmer 3110. B) Espectrómetro Perkin Elmer Analyst 100.....	29
<b>Figura 6.</b> Frecuencia de los intervalos de talla de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía B.C.S. México, durante agosto 2016 a octubre 2017.....	35
<b>Figura 7.</b> Presas que por frecuencia, número y peso específico en contenidos estomacales, contribuyeron a más del 90% de la alimentación de todos los ejemplares de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	39
<b>Figura 8.</b> Presas que de acuerdo al porcentaje presa específica (%PSIRI) contribuyeron con más de 90% de la alimentación en cada categoría de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	41
<b>Figura 9.</b> Estrategia alimentaria general del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía. El eje horizontal (x) es la frecuencia de aparición de las presas en estómagos. El eje vertical (y) indica la abundancia en número de las presas. En círculos negros se representan los principales recursos tróficos (95%): <i>Sardinops sagax</i> (Sx), <i>Harengula thrissina</i> (Hl), <i>Nyctiphanes simplex</i> (Ny), <i>Benthoosema panamense</i> (Bp), <i>Triphoturus</i> spp. (Tr), <i>Munida tenella</i> (Mt), Myctophidae (My), <i>Portunus xantusii</i> (Po). Las isolíneas marcan el porcentaje de contribución de las presas en la alimentación (5-75%).....	43

<b>Figura 10.</b> Estrategia alimentaria del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía. A. hembras, B. machos, C. sexualmente Inmaduros, D. maduros, E. estación cálida y F. estación fría. En círculos, los principales recursos tróficos (95%): (Sx) <i>Sardinops sagax</i> , (Hl) <i>Harengula thrissina</i> (Ny), <i>Nyctiphanes simplex</i> , (Bp) <i>Benthoosema panamense</i> , (Tr) <i>Triphoturus</i> spp. (Mt) <i>Munida tenella</i> , (My) Myctophidae, (Po) <i>Portunus xantusii</i> . Las isolíneas marcan el porcentaje de contribución de las presas en la alimentación (5-75%).....	45
<b>Figura 11.</b> Regresiones lineales ajustadas para metales esenciales a partir de los estándares de muestra. Cada punto indica las distintas disoluciones, desde la menor a mayor concentración con los estándares y las unidades están referidas en µg/g .....	46
<b>Figura 12.</b> Regresiones lineales ajustadas para metales no esenciales a partir de los estándares de muestra. Cada punto indica las distintas disoluciones, desde la menor a mayor concentración con los estándares y las unidades están referidas en µg/g .....	47
<b>Figura 13.</b> Concentraciones de metales pesados en presas principales de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía, B.C.S., México. Unidades referidas en microgramos por gramo de peso húmedo (µg/g p.h.). Los datos son la representación de la mediana más menos el intervalo de confianza de 95% (Md±IC).....	48
<b>Figura 14.</b> Lista de presas (1. <i>Harengula thrissina</i> , 2. <i>Nyctiphanes simplex</i> , 3. <i>Sardinops sagax</i> , 4. <i>Munida tenella</i> , 5. <i>Portunus xantusii</i> , 6. <i>Benthoosema panamense</i> , 7. <i>Triphoturus</i> spp.) con factor de biomagnificación igual o superior a la unidad y que por tanto, transfirieron cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg) hacia el huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía (8).....	51
<b>Figura 15.</b> Niveles de metales esenciales (Mediana±IC) en el músculo y el hígado de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía, de forma general, así como por categoría (sexos, madurez sexual y estación climática). Las líneas indican los límites permisibles para consumo humano establecidos por las legislaciones. Todas las unidades están referidas en microgramo sobre gramo peso húmedo (µg/g p.h.).....	54
<b>Figura 16.</b> Niveles de metales no esenciales (Mediana ± IC) en el músculo y el hígado de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía, de forma general, así como por categoría (sexos, madurez sexual y estación climática). Las líneas indican los límites permisibles para consumo humano establecidos por las legislaciones. Todas las unidades están referidas en microgramo sobre gramo peso húmedo (µg/g p.h.).....	55
<b>Figura 17.</b> Relación longitud peso de <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía. <i>P</i> es el peso total (g); <i>L</i> la longitud total (cm).....	57

<b>Figura 18.</b> Análisis de los residuales obtenidos a partir de la relación de la longitud con el peso de los huachinangos del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía .....	58
<b>Figura 19.</b> Concentraciones de metales en el hígado de ejemplares inmaduros de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía, a lo largo del período de muestreo (en barras). Las líneas punteadas muestran los valores obtenidos para los índices morfofisiológicos: gonadosomático (IG), hepatosomático (IH) y factor de condición somática (K). Las unidades se representaron en microgramo por gramo de peso húmedo ( $\mu\text{g/g p.h.}$ ) y corresponden a la mediana de los datos con su respectivo intervalo de confianza de 95% ( $\text{Md}\pm\text{IC}$ ).....	59
<b>Figura 20.</b> Concentraciones de metales en el hígado de ejemplares maduros de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía, a lo largo del período de muestreo (en barras). Las líneas punteadas muestran los valores obtenidos para los índices morfofisiológicos: gonadosomático (IG), hepatosomático (IH) y factor de condición somática (K). Las unidades se representaron en microgramo por gramo de peso húmedo ( $\mu\text{g/g p.h.}$ ) y corresponden a la mediana de los datos con su respectivo intervalo de confianza de 95% ( $\text{Md}\pm\text{IC}$ ) .....	60
<b>Figura 21.</b> Coeficiente de riesgo a la salud humana (THQ) establecido conforme al consumo de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en la población mexicana en niños (a) y adultos (b). Se muestran valores promedio por metal y de todos los metales (General).....	64

## ANEXOS

<b>Figura 1.</b> Evidencia de la aceptación del artículo que deriva del primer objetivo de la presente tesis.....	127
---	-----

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla I.</b> Tamaño mínimo de muestra para caracterizar los hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía, al obtener coeficiente de variación CV igual a 0.05.....	36
<b>Tabla II.</b> Presas de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía. Los valores de contribución de cada presa en número (N), peso (P) y frecuencia de ocurrencia (FO) se expresan en porcentaje específico (%E) y porcentaje. Los resultados de estos métodos se integraron en el índice de porcentaje presa específica (%PSIRI). Se indica el nivel trófico de las presas (NT).....	37
<b>Tabla III.</b> Valores del análisis PERMANOVA, obtenidos a partir de las permutaciones realizadas entre los distintos factores e interacciones, para probar diferencias significativas en la alimentación del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía.....	42
<b>Tabla IV.</b> Proporción sexual del huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía, determinado con el estadístico $X^2$ , en general y considerando las categorías de agrupamiento estación cálida y fría.....	42
<b>Tabla V.</b> Porcentajes de recuperación de metales obtenido a partir del material certificado; respectivamente músculo e hígado de <i>Lachnolaimus maximus</i> (DORM-3 y DOLT-4).....	47
<b>Tabla VI.</b> Factor de biomagnificación (FB) desde las presas hacia el huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía, de acuerdo a la aproximación clásica de Gray (2002) y aquellas que emplean el índice trófico (%PSIRI) y valores de biomasa de las presas (%W) (Irigoyen-Arredondo, 2018).....	50
<b>Tabla VII.</b> Concentraciones de metales en el huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía (Mediana $\pm$ IC 95%). Las unidades están expresadas en microgramo/gramo peso húmedo ( $\mu$ g/g p.h.).....	53
<b>Tabla VIII.</b> Resultados del test de Wicolxon, para analizar posibles diferencias entre concentraciones de metales entre distintas categorías de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía. El estadístico de Bartlett se empleó para probar el supuesto de homogeneidad de varianzas (igualdad de varianzas). El número de muestra varió en función a la disponibilidad de tejido.....	56
<b>Tabla IX.</b> Matriz de correlación de Spearman ( $\rho$ ), para probar la relación entre la concentración de metales en el hígado de ejemplares inmaduros de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> provenientes del puerto minero de Santa Rosalía, e indicadores morfofisiológicos: gonadosomático (IG); hepatosomático (IH) y factor de condición somática (K); así como la posible relación entre los distintos metales. Un $p$ valor $<0.05$ denota una correlación distinta a cero al 95% de confianza.....	61

<b>Tabla X.</b> Matriz de correlación de Spearman ( $\rho$ ), para probar la relación entre la concentración de metales en el hígado de ejemplares maduros de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> provenientes del puerto minero de Santa Rosalía, e indicadores morfofisiológicos: gonadosomático (IG); hepatosomático (IH) y factor de condición somática (K); así como la posible relación entre los distintos metales. Un $p$ valor $<0.05$ denota una correlación distinta a cero al 95% de confianza.....	62
<b>Tabla XI.</b> Ingesta diaria recomendable de filete de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía de acuerdo a su contenido de metales por cada 100 g. Siguiendo el criterio de la Academia Nacional de Medicina Estadounidense.....	63
<b>Tabla XII.</b> Ingesta semanal sugerida de filete de huachinango del Pacífico <i>Lutjanus peru</i> en el puerto minero de Santa Rosalía. El total es un promedio para sugerir una sola ración de consumo en gramos segura a la semana considerando todos los metales.....	63

## GLOSARIO

**Amplitud trófica:** Diversidad de presas consumidas por un depredador (Krebs, 1986).

**Análisis de varianza multivariado permutacional (PERMANOVA):** Prueba estadística multivariada semiparamétrica que prueba la hipótesis de no diferencia entre dos o más clases de objetos, grupos o muestras (Anderson, 2017).

**Bioacumulación:** Aumento gradual en la concentración de sustancias persistentes no biodegradables en organismos. En ocasiones estas concentraciones son mayores en organismos con respecto al medio que los rodea (Sadiq, 1992; Yarsan y Yipel, 2013).

**Biocinética:** Ciencia que estudia la dinámica o movimiento en procesos físicos y/o bioquímicos en la biota (Maunder *et al.*, 2011; Czédli *et al.*, 2014).

**Biodisponible:** Factibilidad con que sustancias químicas se absorben o transfieren por diferentes fuentes hacia organismos (Di Giulio y Hinton, 2008).

**Bioindicador:** Indicadores de diversos niveles de organización biológica que evalúan y predicen efectos e intensidad de cambios ambientales antes que el daño sea irreversible (McCarthy, 1990; Capó-Martí, 2002)

**Biomagnificación:** Transferencia de un agente potencialmente tóxico a organismos a partir del alimento y resulta en alta concentración dentro de los depredadores en comparación a la fuente de origen (Connell, 1990; Rand *et al.*, 1995).

**Coefficiente de riesgo THQ (Target Hazard Quotients):** Cociente para evaluar riesgo no carcinógeno por consumo de agentes potencialmente tóxicos (Watanabe *et al.*, 2003).

**Curvas de diversidad acumulada:** Estimación de variabilidad de presas por estómago con el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), basado en 100 permutaciones sin reemplazo (Aguilar-Betancourt *et al.*, 2017).

**Demersales:** Terminó que hace alusión a organismos que son activos nadadores, pero guardan cierta relación con el fondo (Sarmiento, 2001).

**Depredador oportunista:** Organismos que aprovechan recursos tróficos cuando estos presentan gran abundancia durante determinado espacio-tiempo. Este comportamiento es producto de la relación entre composición de la dieta y la disponibilidad de los recursos alimentarios en el ambiente (Gerking, 1994).

**Destoxicación:** Proceso de transformación química que hacen a una molécula menos tóxica (Repetto-Jiménez y Repetto-Kuhn, 2009).

**Elementos esenciales:** Micronutrientes u oligoelementos indispensables en concentraciones adecuadas para llevar a cabo funciones metabólicas, ejemplos: Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Sn, Zn (Herbello-Hermelo, 2007; Boy-Mansilla, 2015).

**Elementos no esenciales:** Elementos sin función bioquímica para la biota, dañinos incluso en concentraciones bajas. Compiten con los esenciales por sistemas de transporte, activando receptores de membrana y reemplazándolos en biomoléculas, ejemplos: Pb, As, Sr, Cd, Sn, Ba, Hg (Bautista-Zúñiga, 1999; Manahan, 2006; El-Naggar *et al.*, 2009).

**Espectro trófico:** Total de componentes alimentarios de la dieta de un organismo (Day *et al.*, 1989).

**Ecotoxicología:** Disciplina que estudia tanto la presencia como efectos de agentes potencialmente tóxicos en el ecosistema y sus integrantes (Di Giulio y Hinton, 2008).

**Ecotrofodinámico:** Refiere al flujo energético de una especie dentro de la dinámica trófica en un ecosistema particular (Mendoza-Portillo, 2013).

**Factor de biomagnificación:** Cociente que evalúa la transferencia de agentes potencialmente tóxicos desde las presas hacia el depredador (Gray, 2002).

**Factor de condición somática:** información biométrica obtenida a partir del cociente del peso total y la longitud total para tener idea de la robustez somática de una especie en relación al medio que habita (Segura-Guevara *et al.*, 2011).

**Hábitos alimentarios:** Descripción detallada del alimento que es ingerido por los organismos (Harvey y Kitchell, 2000).

**Índices morfofisiológicos:** Evalúan de forma precisa la condición en peces, a partir de la reserva energética de órganos y tejidos específicos. Este índice está fuertemente asociado a la exposición ante contaminantes (Morado *et al.*, 2017).

**Índice presa específica (%PSIRI):** Calculo que toma en cuenta la importancia porcentual en número, biomasa y frecuencia de las presas, para indicar su importancia en la dieta, sólo de acuerdo a los estómagos en donde estas hayan sido encontradas (Brown *et al.*, 2012).

**Interruptores endócrinos:** Agentes exógenos que interfieren con la reproducción, transporte, metabolismo o eliminación de hormonas naturales responsables de homeostasis y regulación de procesos metabólicos (Kavlock *et al.*, 1996).

**Metales pesados:** Definidos por sus propiedades físicas como grupo de elementos con densidad cinco veces mayor a la del agua ( $1 \text{ g cm}^3$ ) (Gadd y Griffiths, 1978).

**Pelágicos:** Término que hace alusión a organismos que habitan la columna de agua (Okolodkov, 2010).

**Relación peso longitud:** Análisis de regresión para obtener información del patrón de crecimiento somático, de las reservas energéticas óptimas en relación a la talla y estado nutricional (Le Cren, 1951; Froese, 2006; Cifuentes *et al.*, 2012).

**Sinergia entre metales:** Se indica con dicho concepto, que los efectos de un metal específico puede ver potenciado sus efectos en presencia de otro (Bryan, 1976; Todorova *et al.*, 2019).

**Antagonismo entre metales:** Refiere una especie de competencia entre metales, en donde los efectos de un metal específico puede ser atenuado respecto a sus potenciales efectos en presencia de otro metal (Bryan, 1976; Todorova *et al.*, 2019).

**Teoría de forrajeo óptimo:** Predicción de conductas tróficas que optimizan la obtención de recursos tróficos (Stephens y Krebs, 1986).

**Validación del método:** Proceso para definir el quehacer analítico y confirmar la consistencia entre el método y su aplicación (ISO/IEC 17025).

## LISTA DE ACRÓNIMOS

**CAMIMEX-2020** Cámara minera de México

**DMI** Daily Mineral Intake

**EPA** Environmental Protection Agency

**INEGI** Instituto Nacional de Estadística y Geografía

**NOM-242** Norma Oficial Mexicana. (Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba).

**RDA** Recommended Daily Allowances

**THQ** Target Hazard Quotient

**TIST** Tasa de Ingesta Semanal Tolerable

**UK-EEA** United Kingdom (Reino Unido)

**WHO** World Health Organization

## RESUMEN

Los metales pesados (MP) amenazan el ecosistema marino por su alta persistencia, bioacumulación y transferencia en la cadena trófica. El huachinango del Pacífico *Lutjanus peru*, es una especie de importancia comercial en la región costera del noroeste de México. Son peces carnívoros demersales que pueden acumular altos niveles de MP. Por lo que es importante evaluar posibles alteraciones en la condición de salud de este depredador, así como el riesgo probable para el consumidor humano. De esta manera, se obtuvieron 478 ejemplares de huachinango del Pacífico en el período de agosto 2016 a octubre 2017 en el puerto minero de Santa Rosalía, B.C.S., se determinaron las concentraciones de cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg) en el músculo, el hígado y las principales especies de las presas, para evaluar la transferencia trófica mediante el análisis de contenido estomacal y determinar la condición de salud con índices morfofisiológicos y la relación con los niveles de MP. Así mismo, se emitieron recomendaciones de ingesta y riesgo a la salud humana con el coeficiente THQ. Se determinó que el huachinango del Pacífico es un depredador carnívoro oportunista que se alimentó de presas pelágicas costeras (*Sardinops sagax*, *Harengula thrissina* y *Nyctiphanes simplex*), mesopelágicas (Myctophidae) y bentónicas (*Munida tenella*). Dichas presas sumaron más de 90% de la alimentación de acuerdo al índice porcentual presa específica (%PSIRI). Fueron presas mesopelágicas y bentónicas, las que contribuyeron en la biomagnificación de Cu, Pb, Cd y Zn. En distintas estaciones anuales y distintas categorías biológicas de huachinango se encontraron diferencias significativas en la alimentación y los niveles de metales, por lo que se discutió el papel del alimento como principal vía y posterior acumulación de MP en tejidos. Los niveles de Cu, Pb y Cd fueron mayores en el hígado, superando límites permisibles de consumo (NOM-242, US-EPA), lo que indicó una importante presencia de estos MP en el ambiente y en el huachinango del Pacífico. Los índices morfofisiológicos, se correlacionaron negativamente con los niveles de MP en el hígado, indicando baja condición de salud para el huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía. En este contexto puede argumentarse que, derivado de la gran capacidad de retención de metales que mostró el hígado y su citada participación conjunta con otros órganos en procesos fisiológicos, se abre la posibilidad a daños locales a nivel tisular y en la fisiología general de los peces. Por otro lado, 100 g de filete de huachinango del Pacífico aportaron cerca del 30 % de Cu y 85 % de Zn. Con respecto a la ingesta semanal tolerable considerando el promedio de todos los metales, se indicó la ración semanal segura por grupo de población, para hombre se sugirió un consumo de 1.2 Kg de filete, mujeres una ración de 0.737 g y niños 0.197 g. Finalmente, dada la menor capacidad de bioacumulación del filete de huachinango, se consideró seguro para consumo en adultos y niños (THQ <1); sin embargo, se recomienda monitoreo constante y que la ingesta sea menor a la sugerida.

## ABSTRACT

Heavy metals (HM) threatens the marine ecosystem given its persistence, bioaccumulation and transference in food chain. Pacific red snapper *Lutjanus peru*, is an important commercial species in the northwest coast of Mexico. It is a demersal carnivore fish and could reach highest concentrations of HM in tissues and organs. Consequently it is important to assess potential disturbance in health condition of this predator, as well as likely risk for human consumption. In this way, Cu, Zn, Pb, Cd and Hg concentrations from muscle, liver and main prey species were assessed, in order to assess transference in food chain through the content stomach analysis and assess health condition, through morphophysiological indexes and its relation with HM levels. Additionally, daily food intake and health risk with coefficient (THQ) for humans are issued. A total of 478 Pacific red snappers among august-2016 and October-2017 in Santa Rosalía B.C.S., were caught. It was determined that Pacific red snapper is an opportunistic carnivorous predator, who consumed coast-pelagic (*Sardinops sagax*, *Harengula throssina* and *Nyctiphanes simplex*), mesopelagic (Myctophidae) and benthic (*Munida tenella*) prey. Such preys accounted for more than 90% of the feed according with prey specific index (%PSIRI). Mainly mesopelagic and benthic prey contributed with Cu, Pb, Cd and Zn biomagnification. During warm and cold seasons and in different biologic categories of Pacific red snapper were found significant differences in feeding habits and HM levels, this is why it was discussed the importance of food as the main route and subsequent accumulation of HM in tissues. Cu, Pb and Cd levels in liver were highest, above the permissible limits for human consumption (NOM-242, US-EPA). This indicated strong presence of HM in the environment as well as in the red snapper. Morphophysiological indexes were correlated negatively with the levels of HM in liver, indicating low health condition in the Pacific red snapper in Santa Rosalia. In this context, it was argued that, given the capacity of liver for bioaccumulation and its importance in physiology processes, it could be open the possibility of local damages at the tisular level and the general physiology in the red snapper individuals. Finally, for humans, it was assessed that 100 g of red snapper flesh provides 29-30% of Cu and 72-85% of Zn. On the other hand, considering the average of all metals, the safety week intake of flesh for each population group estimated at 1.2 Kg (men), 0.737 (women), 0.197 g (children). Finally, as Pacific red snapper muscle showed less capacity of bioacumulation, it seems this flesh is safety for human consumption (adults and children) (THQ <1); however it is necessary continuous monitoring and less intake than the suggested in this study.

# 1. INTRODUCCIÓN

La importancia ecológica y económica que ostenta el medio marino abre campo a líneas base de investigación, dentro de estas, aquellas enfocadas a entender el comportamiento, distribución y efectos de agentes potencialmente tóxicos en la biota (Collado *et al.*, 2000; Capo-Martí, 2002; Herbello-Hermelo, 2007). En este sentido, los materiales con más potencial nocivo son los pesticidas, los compuestos policíclicos aromáticos, los radiactivos y los metales pesados (Herbello-Hermelo, 2007; Ben Salem & Ayadi, 2016).

Estos últimos, pueden agruparse según la relación que guarden con la biota en: A) *esenciales*, conocidos como oligoelementos o micronutrientes, ya que son indispensables en concentraciones adecuadas para llevar a cabo tareas bioquímicas a favor de funciones biológicas básicas como el crecimiento y la reproducción, ejemplo de estos son el cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), níquel (Ni) y Zinc (Zn) (Bautista-Zúñiga, 1999; Herbello-Hermelo, 2007; Boy-Mansilla, 2015) y B) *no esenciales*, sin actividad bioquímica dentro de la biota y suelen competir con los esenciales por transporte celular, activando receptores de membrana y reemplazándolos en biomoléculas, alterando así, el metabolismo, ejemplo de estos son el plomo (Pb), arsénico (As), estroncio (Sr), cadmio (Cd) y mercurio (Hg) (Bautista-Zúñiga, 1999; Manahan, 2006; El-Naggar *et al.*, 2009).

La captación biótica de todo metal deriva de su afinidad con moléculas orgánicas, aunado a esto, se ha mostrado que aún en pequeñas concentraciones los no esenciales son tan difíciles de metabolizar como los esenciales en altas concentraciones (Guevara, 1995; Ben Salem & Ayadi, 2016), lo cual se ha estudiado ampliamente en organismos con gran capacidad de retención de estos agentes con respecto al medio, tal como los peces (Barros-Barrios *et al.*, 2016).

Actualmente, los metales de preocupación por su toxicidad para todo tipo de biota en cualquier medio, son: mercurio Hg, plomo Pb, cadmio Cd (Khan *et al.*, 2015), el metaloide arsénico As y algunos metales esenciales que por actividades humanas pueden estar concentrados excesivamente, contaminando el medio marino, como el cobre Cu y zinc Zn (Kinne, 1984; Basterrechea *et al.*, 2003; Taweel *et al.*, 2011; Ben Salem & Ayadi, 2016).

En peces, el alimento ha probado ser la principal fuente de captación y absorción de metales pesados (Espinoza-Ortiz & Falero-Alama, 2016; Kibria, 2016), esto, comparado con otras fuentes de ingreso como agua o sedimento (Barwick & Maher, 2003; Gaona-Martínez, 2004; Kumar & Achyuthan, 2007; Schenone *et al.*, 2013; El-Moselhy *et al.*, 2014). Una vez absorbidos, pueden bioacumularse y ser potencialmente transferibles en la cadena trófica (Gray, 2002; Neff, 2002; Rajeshkumar & Li, 2018) según factores intrínsecos como talla, sexo, edad, tipo de tejido, nivel trófico, actividad metabólica, entre otras características biológicas u ontogénicas; además de factores extrínsecos, como naturaleza química del metal (Ivanina & Sokolova, 2015), fisicoquímica del medio, interacción entre metales generando sinergia o antagonismo (Boyden & Phillips, 1981; Connell & Miller, 1984; Herbello-Hermelo, 2007; Zhao *et al.*, 2012; El-Moselhy *et al.*, 2014), este último factor a nivel intraespecífico es el que más contribuye a la bioacumulación de metales en tejidos u órganos (Tekin Özan, 2008; Yi & Zhang, 2012).

Respecto a previos estudios, los peces que tienden a mayor bioacumulación de metales pesados, ocupan niveles tróficos superiores (Matasin *et al.*, 2011; Qadir & Malik, 2011) y poseen estrecha relación con el sedimento, el cual es principal reservorio de metales pesados (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Jaramillo-Londoño, 2009; Bat *et al.*, 2012; Ivanina & Sokolova, 2015; Ben Salem & Ayadi, 2016). Eso también les vulnera ante altos porcentajes de retención metálica en hígado, órgano que, en comparación a otros tejidos u órganos, es capaz de retener 50-70% de metales pesados (Authman *et al.*, 2015; Sabullah *et al.*, 2015).

El hígado tiene importante participación en la regulación de numerosos procesos fisiológicos, en el almacén energético, así como en la depuración de agentes potencialmente tóxicos (Corrales, 2013; Pontes *et al.*, 2013). Derivado de ello es un tejido metabólicamente activo y ello le confiere a su vez, gran capacidad de retención metálica. En suma con otros órganos internos, supone alto riesgo para la condición de salud del mismo organismo afectado, así como para sus depredadores en el medio (Maceda-Veiga *et al.*, 2012). En contraste, el músculo, es sitio de menor concentración de metales, pues no participa activamente en el mantenimiento metabólico (Mathana *et al.*, 2012), sin embargo, es importante analizarlo por su afinidad al mercurio y por ser tejido normalmente de consumo para humanos (Has-Shön *et al.*, 2007; Bisi *et al.*, 2012; Mahino *et al.*, 2014).

A pesar de contar con mecanismos de destoxicación, los peces, ante exposición alta de metales pueden presentar diversas alteraciones metabólicas, fisiológicas y morfoestructurales (Hogstrand & Haux, 1991; Boening, 2000; Authman *et al.*, 2015; Sabullah *et al.*, 2015) y sobre todo, condición de salud deprimida, misma que puede evaluarse indirectamente a través de índices morfofisiológicos como el índice hepatosomático, o bien a través de indicadores morfométricos como el factor de condición de Fulton “K”, otra opción es a través de la simple relación entre el peso y la longitud (Pereira *et al.*, 1993; Caballero *et al.*, 2017; Santoyo-Telles *et al.*, 2019).

Es así, que puede indicarse a través de la evaluación de la condición de los peces el estrés ambiental en sectores alterados por el hombre (Leyton *et al.*, 2015; Morado *et al.*, 2017). Tal es el caso del puerto pesquero con importante actividad minera, ubicado en Santa Rosalía en el estado de Baja California Sur, México. En el sedimento de esta área, los registros más altos de metales son de Cu 3.390 mg Kg<sup>-1</sup>; Zn 1.916 mg Kg<sup>-1</sup>; Pb 226 mg Kg<sup>-1</sup> y Cd 3.76 mg Kg<sup>-1</sup>, estos incluso rebasan guías de calidad ecotoxicológica y valores de referencia de corteza terrestre (Shumilin *et al.*, 2000, 2011, 2013; Huerta-Díaz *et al.*, 2014; Jonathan *et al.*, 2016). Incluso algunos de estos se han encontrado en altas concentraciones en peces, moluscos y bivalvos del área (Cadena-Cárdenas *et al.*, 2009; Muñoz-Barbosa & Huerta-Díaz, 2013; Roldan- Wong, 2017; Irigoyen-Arredondo, 2018).

La elección de los peces de la familia Lutjanidae (pargos) para diversos estudios, entre ellos, los de naturaleza ecotoxicológica, radica en que dichos teleósteos dan gran estabilidad ecológica a los ecosistemas costeros (Pérez-España, 2003), ya que son activos depredadores de gran variedad de peces, cangrejos, camarones y son a su vez, presa de especies depredadoras de niveles tróficos superiores (p. ej. elasmobranquios y mamíferos marinos) (Acero & Garzón, 1985; Parrish, 1987; Allen *et al.*, 1995; Al-Busaidi *et al.*, 2017). Además, son considerados de importancia comercial en zonas tropicales y subtropicales. En particular, el huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en México, posee estatus pesquero sobreexplotado, con presión de carga a juveniles y subadultos (Díaz-Uribe, 1994; Díaz-Uribe *et al.*, 2004; Gallardo-Cabello *et al.*, 2010). Su pesca fluctúa en el medio, pero suele encontrarse todo el año y ostenta alto valor socio-económico por la calidad de su carne y valor nutricional (Díaz-Uribe *et al.*, 2004). Las capturas a nivel nacional oscilan entre 4, 317 y 11, 617 ton. y Baja California Sur, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero y Oaxaca soportan el 90% de la pesquería (Zárate-Becerra *et al.*, 2014).

En el contexto de la presente investigación se planteó realizar un análisis detallado de la alimentación, así como un análisis ecotoxicológico del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru*, con la finalidad de evaluar la transferencia trófica y bioacumulación de Cu, Zn, Cd, Pb, Hg en hígado y músculo, en el puerto minero de Santa Rosalía, Baja California Sur, México. Asimismo, dada su exposición constante con metales pesados en el área y por su importancia de consumo local y nacional para humanos, fue fundamental tanto la obtención de información de la condición biológica de estos peces, como la emisión de recomendaciones para humanos a través de índices de ingesta diaria de minerales esenciales (Cu, Zn) e ingesta semanal tolerable (Cu, Zn, Pb, Cd, Hg), así como posibles riesgos mediante el coeficiente de riesgo conocido como Target Hazard Quotient y definido por sus siglas como THQ.

## 2. ANTECEDENTES

El huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* es de acuerdo a la unión internacional para la conservación de la naturaleza (UICN) un recurso en categoría de menor preocupación, sin embargo, en algunos sitios se considera sobreexplotado, por lo que se sugiere monitoreo constante de este recurso (Santamaría & Chávez, 1999; Del Monte-Luna *et al.*, 2001; Díaz-Uribe *et al.*, 2004). Con respecto a su desplazamiento, se reporta que realiza sólo una migración corta desde áreas someras hacia áreas más profundas y rocosas una vez que alcanza la adultez (Allen, 1985; Fischer *et al.*, 1995; Gallardo-Cabello *et al.*, 2010). Se encuentra distribuido en el Pacífico Oriental, desde Bahía Magdalena, parte central del Golfo de California hasta Perú (Allen *et al.*, 1995). Algunos autores sostienen que es un recurso sobreexplotado, por lo que esta especie ha sido objeto de diversas investigaciones: pesqueras (Santamaría y Chávez, 1999; Del Monte-Luna *et al.* 2001; Díaz-Uribe *et al.* 2004); en ecología de poblaciones (Rojas-Herrera 2001; Chiappa-Carrara *et al.* 2004; en edad y crecimiento (Rocha-Olivares & Gómez-Muñoz 1993); en biología reproductiva (Ochoa *et al.* 1991) y en hábitos alimentarios (Díaz-Uribe 1994; Saucedo-Lozano *et al.* 1999; Santamaría-Miranda *et al.* 2003 y Moreno-Sánchez *et al.* 2016).

En estos trabajos se informa en general que el huachinango del Pacífico *Lutjanus peru*, es un recurso pesquero importante en el noroeste de México durante todo el año, cuya presión de pesca se dirige a la etapa juvenil y subadulto. Su importancia ecológica, por su parte, radica, en la gran estabilidad que puede dar a los ecosistemas costeros junto con los miembros de la familia de teleósteos a la que pertenece (Lutjanidae). Respecto a su biología, es un pez que puede vivir 12 años y se ha indicado es un organismo gonocórico con desoves parciales, generalmente con dos picos reproductivos al año y un desarrollo gonadal asincrónico (diferentes fases de madurez simultánea).

Finalmente, respecto a sus hábitos alimentarios, *Lutjanus peru* ha mostrado en vida silvestre dentro del Pacífico mexicano y Golfo de California, cambios tróficos de naturaleza temporal, biológica y ontogénica. Así mismo, es aparente una variabilidad en la composición de su espectro trófico, el cual puede variar y conformarse principalmente por peces (Santamaría-Miranda *et al.*, 2003; Rojas-Herrera *et al.*, 2004), crustáceos (Moreno-Sánchez *et al.*, 2016) e incluso casi exclusivamente de colonias de urocordados (Díaz-Uribe *et al.*, 2004). La razón de esta variación es que este depredador demersal no selecciona presas específicas, más bien su alimentación se basa en la disponibilidad y abundancia de las mismas (Díaz-Uribe, 1994; Saucedo-Lozano *et al.*, 1999; Rojas-Herrera *et al.*, 2004), lo que determina el tipo de presas que constituyen su espectro trófico a lo largo de su distribución (Pérez-Rojo *et al.*, en prensa).

En este sentido, para cualquier depredador, es importante la caracterización y la contribución de presas, ya que son la vía principal por la cual los metales aseguran su llegada al torrente sanguíneo en dirección a diferentes órganos y tejidos (Company *et al.*, 2010; Wang, 2013; Authman *et al.*, 2015; Espinoza-Ortiz & Falero-Alama, 2016; Kibria, 2016). Los trabajos biocinéticos, han mostrado como después que peces fueron alimentados con presas a las cuales se adicionaron altas concentraciones de metales como Zn, Cu, Hg, Cd, absorbieron eficientemente el 78-82% de estos agentes en órganos internos (hígado, estómago, riñón) y con posteriores tasas de excreción deficientes. Esos mismos altos porcentajes de absorción metálica en órganos internos, no se alcanzan cuando la absorción sucede a través del medio acuoso (Willis & Sunda, 1984; Spry *et al.*, 1988; Xu & Wang, 2002; Wang & Wong, 2003; Maunder *et al.*, 2011; Czédli *et al.*, 2014).

Del amplio espectro de presas, los peces se han señalado en diversas investigaciones por transferir mayor cantidad de metales pesados (Patrón-Gómez, 2013; Escobar-Sánchez *et al.*, 2016). Siguiendo esta línea, Tremain & Adams (2012), obtuvieron los valores más altos de Hg en músculo en peces carnívoros ictiófagos (*Mycteroperca bonaci* 1.06 µg/g, *M. microlepis* 0.40 µg/g, *M. phenax* 0.24 µg/g), en comparación a peces cuya alimentación se basaba en invertebrados (*Epinephelus morio* 0.17 µg/g, *Diplectrum formosum* 0.09 µg/g).

De forma opuesta, más bien, parece ser que el tipo de metal transferido al depredador difiere según el tipo de presa que consumen. Irigoyen-Arredondo (2018), determinó al emplear el factor de biomagnificación de Gray (2002) e índices tróficos (%PSIRI y %WPSIRI), que la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* obtuvo mayor transferencia de Cu y Pb por consumo de crustáceos eufáusidos, mientras que peces demersales, transfirieron más Zn y Cd.

Anteriormente se debatía la existencia de biomagnificación de metales en los océanos, pués se argumentaba que este proceso era difícil que ocurriera debido a la mayor conectividad específica entre depredadores y presas en este medio (Isaacs, 1973), sin embargo, actualmente pueden consultarse publicaciones que reportan la transferencia de metales desde bajos hasta altos niveles de la cadena trófica marina, entre estos: Cr, Cu, Mg, Fe, Pb, Hg, Zn y el metaloide Se (Barwick & Maher, 2003).

La circulación o transporte en columna de agua de los metales antes mencionados, al parecer se favorece por procesos físicos y puede aumentar en 90% con la actividad biológica (Bryan, 1976; Martorell, 2010), y su posterior bioacumulación en organismos marinos dependerá del tiempo, lugar de exposición, asimilación y egestión, niveles de metalotioneinas, interacción entre metales, edad, sexo, madurez sexual, órgano y alimentación (Joshi *et al.*, 2016; Rajeshkumar & Li, 2018). Algunos ejemplos de esto se enlistan a continuación:

Organismos en áreas con altas concentraciones de metales son más vulnerables a bioacumulación. Krishna *et al.* (1990) encontraron mayor bioacumulación de Cd, Pb, Cu, Zn en músculo de peces sobre una fuente de descarga de sosa caustica, en comparación a peces en una zona alejada del foco de contaminación. Baharom & Ishak (2015) por su parte, detectaron altas concentraciones de Cu, Zn, Pb, Ni, Mn y Cd en tejido muscular de varias especies de peces, habitantes de una zona minera, en comparación a peces de áreas lejanas.

Barros-Barrios *et al.* (2016) analizaron sobre sectores pesqueros e industriales concentraciones de Pb, Cd, Ni, Zn y Hg, tanto en agua y sedimento, como en hígado y riñón de los adultos de *Lutjanus synagris* y *Lutjanus vivanus*. Independientemente de la estación anual las concentraciones siguieron el orden: Zn>Ni>Pb>Cd>Hg, encontrándose relación estadística entre concentración metálica en sedimento, con la materia orgánica. Los valores encontrados en pargos fueron en promedio, en ambos tejidos: *L. synagris* Pb (0.06 µg/g), Cd (0.005 µg/g), Ni (2.49 µg/g), Zn (2.51 µg/g), Hg (0.04 µg/g) y *L. vivanus* Pb (0.06 µg/g), Cd (0.004 µg/g), Ni (2.52 µg/g), Zn (2.38 µg/g), Hg (0.52 µg/g).

Estos resultados fueron equiparables con los reportados por Wong *et al.* (2001) para *Epinephelus areolatus*, *Lutjanus russelli* y *Sparus sarba*, al analizar lo bioacumulado en estos peces de cultivo, se encontró correspondencia con la acumulación de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, y Zn en agua y sedimento con lo bioacumulado en los peces. De la misma forma se registró que la bioacumulación de metales varió entre especies, órganos y sitios. La gónada de todas las especies se destacó por tener mayor bioacumulación de zinc, mientras el Cu mostró mayor bioacumulación en hígado. Otros trabajos que también han encontrado estas relaciones entre lo contenido en agua y/o sedimento y la bioacumulación son: ODEQ (2003), Schmitt *et al.* (2007), Ben-Salem & Ayadi (2016).

Respecto al patron de bioacumulación, puede encontrarse en general que los metales esenciales en órganos y tejidos obtengan las mayores magnitudes, pues la biota recurre a ellos en tanto son fisiológicamente esenciales y además suministrados por el ambiente en abundancia (Taweel *et al.*, 2011; Adeosun *et al.*, 2015; Ben-Salem & Ayadi, 2016). Se sabe también, que aúnado a esto, la respuesta a los metales en los individuos es órgano-específica (Asgedom *et al.*, 2012), e incluso también dependerá de la capacidad de acumular metales entre especies.

Janadeleh y Kardani (2016) al estudiar *Liza abu*, *Barbus grypus* y *Cyprinus carpio* encontraron que las concentraciones de Zn, Cu, Cd, Ni, vanadio (V) y Pb en músculo, corazón, branquias e hígado difirieron significativamente  $P < 0.05$  entre especies y órganos. El Zn mostró mayor bioacumulación en hígado de *C. carpio* ( $27.11 \pm 3.96$ )  $\mu\text{g/g}$  peso húmedo (ph), mientras el Cd en músculo de *L. abu* ( $0.24 \pm 0.1$ )  $\mu\text{g/g}$  ph.

Yacoub & Gad (2012) y Yacoub (2007) mostraron bioacumulación de metales en órganos de *Oreochromis niloticus*, durante distintos períodos climáticos, sobre áreas con aporte elevado de Mn, Pb, Zn. Los órganos con mayor bioacumulación fueron internos y las branquias, mientras en músculo se encontró menor bioacumulación. Este patrón está presente en gran parte de la bibliografía existente sobre metales pesados, trabajos que refieren la especificidad de tejidos y órganos hacia ciertos metales y lo cual está en función de la cantidad de estos agentes biodisponibles en el medio, además de su rol fisiológico y la preferencia de un metal para unirse o reemplazar a otro en algún tejido (Asgedom *et al.*, 2012).

La bioacumulación también se relaciona con la talla de los organismos, Ashraf *et al.* (2012) enfatizaron como mayores tallas sexualmente maduras, de varias especies de peces de la familia Cyprinidae, Nandidae, Cobitidae, Eleotridae, Channidae y Siluridae bioacumularon favorablemente  $\text{Sn} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{As}$ , en comparación a menores tallas (juveniles). Elkareem *et al.* (2014) discreparon, al señalar que los juveniles en ocasiones pueden sobrepasar la bioacumulación de metales con respecto a organismos adultos, como ocurrió en su estudio con los peces *Clarias lazera*, esto, porque etapas jóvenes tienen tasas de crecimiento acelerada, que favorece mayor bioacumulación, sobre todo de metales esenciales, lo cual favorece a la vez la fácil eliminación de aquellos que no lo son. Otros autores han encontrado relación entre bioacumulación de metales (Hg, Cd) con la talla, la edad e incluso peso de peces (Jeziarska & Witeska, 2007; El-Monselhy *et al.*, 2014; Ruelas-Insunza *et al.*, 2014).

El lugar en donde se alimenta un depredador también determina menor o mayor bioacumulación de metales. Amundsen *et al.* (1996), Tremain & Adams (2012) y Ben Salem & Ayadi (2016), encontraron mayor bioacumulación en depredadores carnívoros de ambiente demersales respecto a los pelágicos. Así mismo, existe en peces una relación, entre bioacumulación de Hg y nivel trófico como reportaron Tremain & Adams (2012), quienes además sugirieron que la concentración subletal para los peces que estudiaron fue entre 0.5-1.2 mg/kg de Hg, la cual podría causar daños biológicos y celulares en esos organismos.

Las metalotioneinas también juegan un papel importante en la forma en la que se bioacumulan los metales, ya que son proteínas asociadas al secuestro e inactivación de metales dentro de los organismos. Estas son proteínas citoplasmáticas de bajo peso molecular (6000-7000 daltons) y contenido metálico alto (6-11%). Se sintetizan prácticamente en organismos de todos los niveles tróficos del ambiente marino, en respuesta a altas concentraciones de metales pesados, sean estos esenciales o no, de tal manera que son mecanismos de desintoxicación, sin embargo, existe un límite de metales que estas proteínas pueden secuestrar y posteriormente inactivar (Zhang & Wang, 2005; Company *et al.*, 2010; Jakimska *et al.*, 2011; Akan *et al.*, 2012).

La interacción entre metales es otro factor que puede afectar la bioacumulación, encontrándose tres posibles escenarios: si los metales actúan en sinergia (en conjunto), antagonismo (opuestos) o bien no interaccionan (Bryan, 1976; Todorova *et al.*, 2019). En antagonismo los metales no esenciales han mostrado competir y sustituir a los esenciales e incluso a las vitaminas, sobre todo si estos últimos (metales esenciales y vitaminas) son deficientes. Ejemplo de ello son el Pb y el Cd que compiten y reemplazan en sitios de activación celular al Ca, Zn, Mg, Fe, N y la vitamina C (El-Greisy & El-Gamal, 2015; Magalhães *et al.*, 2015; Joshi *et al.*, 2016). En el caso de metales esenciales, estos en altas concentraciones también competirán con otros metales esenciales o bien con importantes macronutrientes (Malik & Sastri, 1998; Srivastava & Srivastava, 2008; Palaniappan & Renju, 2009).

La interacción entre los metales antes ejemplificada, también predispone a daños. Por ejemplo, en antagónico los metales pueden inducir a anomalías cromosómicas, en la división celular e hipocalcemia (Lepp, 1977; Mukherjee *et al.*, 1990; Palaniapan & Renju, 2009). En caso contrario, en sinergia, los metales potencian el efecto tóxico de otros, causando daños histológicos (necrosis, hiperplasia, hemorragias, etc.) y fisiológicos (disminución de actividad de la enzima  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ -ATPasa responsable de transporte y/o equilibrio iónico para la osmorregulación en donde Wah Chu & Chow (2002) y Dwivedi *et al.* (2012) describen puntualmente con ensayos de laboratorio.

Hablando específicamente de daños causados por metales, estos pueden medirse con distintos biomarcadores: A) *biomarcadores de acumulación*, determinan la presencia de agentes tóxicos en biota, B) *biomarcadores de exposición*, herramientas bioquímicas enfocadas al análisis de la biotransformación de enzimas, desnaturalización de proteínas, parámetros de estrés oxidativo y hemático, niveles de metalotioneinas, inmunológicos, endocrinos, genotóxicos, neurotóxicos, de osmorregulación, respiración y finalmente C) *biomarcadores de efecto*, como por ejemplo la técnica histopatológica y todos los índices construidos a partir de información somática como el índice hepatosomático, índice gonadosomático o factor de condición (Sadiq, 1992; Van der Ven *et al.*, 2003; Moiseenko, 2010; Ortigón-Torres *et al.*, 2014; Kroon *et al.*, 2017).

Particularmente, los índices construidos a partir de información somática son básicos y ampliamente utilizados. Estos nos ayudan a tener una idea indirecta y preliminar de la condición biológica o de salud de los peces (Cifuentes *et al.*, 2012). Ejemplo de ellos son el índice relación peso-longitud y el factor de condición de Fulton "K". El primero supone un análisis de regresión con el cual se obtiene información del patrón de crecimiento somático, de las reservas energéticas óptimas en relación a la talla y estado nutricional (Le Cren, 1951; Froese, 2006; Cifuentes *et al.*, 2012). La primicia es que los peces deben pesar lo pertinente en relación a su longitud estándar, cualquier variación en el estándar se considera un indicador relativo de lo delgado del individuo (Lloret *et al.*, 2013).

Esta información se complementa con el factor de condición de Fulton “K” (Craig *et al.*, 2005; Hamid *et al.*, 2015), que tiende a obtener valores más aceptables en comparación del coeficiente de crecimiento  $b$  dentro de la ecuación de la relación peso longitud, que tiende a presentar valores muy bajos (Segura-Guevara *et al.*, 2011), pero que es útil en tanto brinda información de la condición asumiendo que a mayor peso a determinada longitud estándar, se asocia a una mejor condición en peces con crecimiento isométrico o cercano a este (Ricker, 1973). Una variación en este factor puede emplearse para observar el grado de bienestar anual debido a la reproducción, crecimiento, alimentación y /o el efecto de determinado ambiente sobre los organismos (Segura-Guevara *et al.*, 2011).

Los índices morfofisiológicos, también denominados organosomáticos, evalúan de forma aún más precisa la condición en peces, al considerar la reserva energética a partir de órganos y tejidos específicos. Como ejemplo el hígado, a partir del cual suele calcularse el índice hepatosomático. En peces este índice está fuertemente asociado a la exposición ante contaminantes (Morado *et al.*, 2017) y junto con los índices morfométricos estarían ligados en mayor o menor medida al ciclo de vida, la biología y fisiología de peces e incluso a las condiciones ambientales que afectan a las poblaciones ícticas (Zhelev *et al.*, 2015; Freitas *et al.*, 2014). Su empleo por tanto es fundamental en el establecimiento de pautas para manejo de stocks o monitoreo ambiental (Froese, 2006; Cifuentes *et al.*, 2012).

Es importante mencionar que el estudio de las gónadas se emplea para calcular otro índice morfofisiológico denominado gonadosomático, el cual se asocia al desarrollo de la gónada y los eventos reproductivos (Freitas *et al.*, 2014; Zhelev *et al.*, 2015). Este índice, junto con el hepatosomático y el factor de condición  $K$ , son sensibles a variaciones ambientales o procesos fisiológicos propios de los organismos (Yee-Duarte, 2017), sin embargo, también se ha probado que son sensibles a alteraciones en áreas con estrés ambiental como se describe a continuación:

Choongo *et al.* (2005) analizaron regiones del río Kafue, en Zambia en distintos períodos climáticos y los efectos del cobre sobre la condición de los peces de importancia comercial del género *Serranochromis*. Se obtuvieron los más bajos valores del factor de condición ( $K=2-2.4$ ) en el área minera, en donde adicionalmente en sedimento y en el músculo de los peces, se encontraron los mayores niveles de cobre. Leyton *et al.* (2015) por su parte, estudiaron el impacto de un ambiente sometido a estrés ambiental en el río Cauca en Colombia sobre la condición de peces, tales como: *Prochilodus magdalenae*, *Pimelodus grosskopfii* y *Oreochromis niloticus*. Esta última especie obtuvo mayores valores del factor de condición ( $K=2.20$ ), por lo que se sugirió que al ser de rápido crecimiento y de hábito alimentario omnívoro con amplia preferencia alimentaria, poseen mayor tolerancia a la calidad del agua, que *P. grosskopfii*, quien su omnivoría y menor amplitud trófica le confirieron menor condición o bien valores  $k$  bajos.

En India, Shalaka & Pragna (2013) en una planta productora, estudiaron el efecto de micronutrientes (N, P K) y elementos (S Y Zn) sobre *Oreochromis mossambicus*. Dicho ensayo consistió en someter a los peces a crecientes concentraciones subletales de micronutrientes, dentro de un período (15, 30 y 45 días). Se consideraron tanto el índice hepatosomático como el gonadosomático. Ambos mostraron decrecer conforme el aumento de la dosis subletal de micronutrientes. Estos índices fueron significativamente distintos al grupo de peces control, a quienes no se añadió la mezcla de nutrientes.

Contrariamente, en algunos casos de estudio ante un aumento de nutrientes, los índices pueden ser altos, pues algunos peces parecen beneficiarse en ambientes eutróficos, como probaron Cabrera-Páez *et al.* (2008) en Cuba, para el pez dulceacuícola *Gambusia puncticulata* y Morado *et al.* (2017) en Brasil, para peces dulceacuícolas *Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus affinis* e *Hypostomus auroguttatus*. Esto es contrario a lo que sucede en ambientes modificados artificialmente o con presencia de contaminantes antrópicos inorgánicos, como metales, en donde frecuentemente disminuye el crecimiento, los valores de los índices morfofisiológicos y el factor de condición (Pereira *et al.*, 1993; Caballero *et al.*, 2017; Santoyo-Telles *et al.*, 2019).

En México, la contaminación por metales pesados en el ambiente marino es problema creciente, situándolo en intervalo de quinto y octavo lugar a nivel mundial en producción de Pb (210,382 t/año), Cu (439,531 t/año), Cd (1,482 t/año), Zn (500,125 t/año), entre otros (CAMIMEX, 2020). En algunas regiones del país algunos de estos metales se presentan en altos niveles tanto en sedimento (Shumilin *et al.*, 2000, 2011, 2013; Huerta-Díaz *et al.*, 2014; Jonathan *et al.*, 2016) e incluso biota marina de interés comercial (Martin & Broenkow, 1975; Méndez *et al.*, 2002; Cadena-Cárdenas *et al.*, 2009; Muñoz-Barbosa & Huerta-Díaz, 2013; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014; Covarrubias & Peña-Cabriales, 2017; Roldán-Wong, 2017; Irigoyen-Arredondo, 2018). Lo que nos obliga a plantearnos la pregunta, si todos los lugares y/o los recursos son ideoneos para comercio y consumo.

Al menos los peces, de acuerdo a asociaciones de salud, son recomendables por sus beneficios nutricionales y se recomienda consumirlos al menos dos veces por semana (El-Moselhy *et al.*, 2014; FAO, 2016) y para anunciar posibles riesgos por consumo se suele emitir recomendaciones de ingesta y calcular el coeficiente de riesgo THQ (Target Hazard Quotient). Dicho coeficiente en general se traduce en un cociente construido con la frecuencia de consumo, tasa de ingesta y peso promedio de distintos grupos poblacionales (niños, adultos, mujeres embarazadas), además de las dosis de referencia oral ya preestablecidas y que son las dosis que por salud no deben sobrepasarse en el producto a consumir.

Los valores resultantes superiores a uno en el cociente construido con esta información indican posibles efectos adversos para humanos por consumo de agentes potencialmente tóxicos y es finalmente la forma en la que varias investigaciones emiten alertas para la salud humana: Watanabe *et al.* (2003), Ashraf *et al.* (2012), Krishna *et al.* (2014), Ben Salem y Ayadi (2016), Chatta *et al.* (2016), Dadar *et al.* (2016), Janadeleh y Kardani (2016) y Wang *et al.* (2018). La salud humana se ha priorizado en eventos internacionales como “endocrine disrupters on human health and the environment” celebrado en Weybridge, UK, en diciembre de 1996 o el informe de este mismo evento celebrado en 2011.

En dichos eventos se ha tratado el tema de los efectos de sustancias potencialmente tóxicas en humanos y sigue la misma línea de evaluación de la organización mundial de la salud, conocida por sus siglas en inglés como WHO, quienes en general estandarizan y ponen a disposición información de la población y dosis referenciales, con la que posteriormente se evalúan los riesgos a la salud humana y se evitan incidentes como uno de los más conocidos ocurrido en Bahía Minamata Japón (1953-1960), en donde 111 personas se intoxicaron y 4 murieron por consumir alimento marino contaminado con mercurio (5-20 ppm) debido a una planta industrial que drenaba sus desechos al mar (González-Estecha *et al.*, 2014).

### **3. JUSTIFICACIÓN**

México ocupa de los primeros lugares en emisión de algunos metales pesados considerados muy tóxicos a nivel mundial (Pb, Cu, Cd, Zn). Las áreas más expuestas son sectores importantes industrial y ecológicamente, como por ejemplo las zonas costeras. En estas áreas los peces depredadores demersales son excelentes bioindicadores por los altos niveles de metales que pueden contener con respecto al medio que habitan, además de mostrar cierta afinidad por distintas zonas rocosas, de donde son residentes la mayor parte del año. Esto ayuda a indagar sobre lo óptimo del ambiente, pero implica a su vez, para los organismos, deterioro de la condición biológica o de salud y dado que, son alimento de eslabones superiores de la cadena trófica, también suponen un riesgo para sus depredadores, incluido el humano. En este sentido, dado los pocos trabajos a nivel nacional, la presente investigación, plantea estudiar el papel de la alimentación en la transferencia y bioacumulación de metales pesados, así como posibles impactos a la salud del huachinango a través de los índices morfofisiológicos y a la salud humana (por medio del factor de riesgo), en tanto es un recurso importante de consumo humano en el noroeste mexicano.

Así, la información generada será línea base y facilitará la tarea del establecimiento de pautas para programas de monitoreo ambiental en el área. También será un acercamiento expreso e inmediato de la salud del huachinango y el riesgo por consumo para humanos de *Lutjanus peru*, proveniente del puerto minero de Santa Rosalía, B.C.S., México. Región en donde su consumo es importante, pero de igual forma se comercializa debido a su alta demanda alimentaria a nivel estatal y nacional.

#### **4. HIPÓTESIS**

Derivado del tipo de alimentación del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru*, las presas involucradas en la transferencia de metales serán aquellas cuyo ambiente sea fuente importante de estos elementos potencialmente tóxicos, mismos que en este depredador demersal se encontrarán en alto nivel en hígado y músculo, comprometiendo su condición de salud y representando a su vez, riesgo para depredadores de nivel trófico superior, entre ellos el humano.

#### **5. OBJETIVOS**

##### **5.1.1. Objetivo general**

Determinar la transferencia trófica de metales pesados a través de las presas, así como los niveles de estos metales en tejido hepático y muscular de *Lutjanus peru*, para evaluar el posible deterioro en su condición de salud y emitir recomendaciones para la población mexicana en cuanto a ingesta y posibles riesgos por consumo de este huachinango en el puerto minero de Santa Rosalía.

### **5.1.2. Objetivos particulares**

1. Definir el espectro trófico del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía y evaluar que presas influyen en la biomagnificación de metales pesados.

2. Determinar, los niveles de metales pesados en músculo e hígado de huachinango del Pacífico del puerto minero de Santa Rosalía, con la finalidad de corroborar límites permisibles para consumo humano e indagar además, sobre su presencia en el ambiente.

3. Analizar posibles patrones tróficos y de concentración de metales pesados en el huachinango del Pacífico, con variaciones por sexos, estado de madurez y estaciones climáticas.

4. Evaluar la condición de salud del huachinango del Pacífico y su correlación con la concentración de metales en hígado.

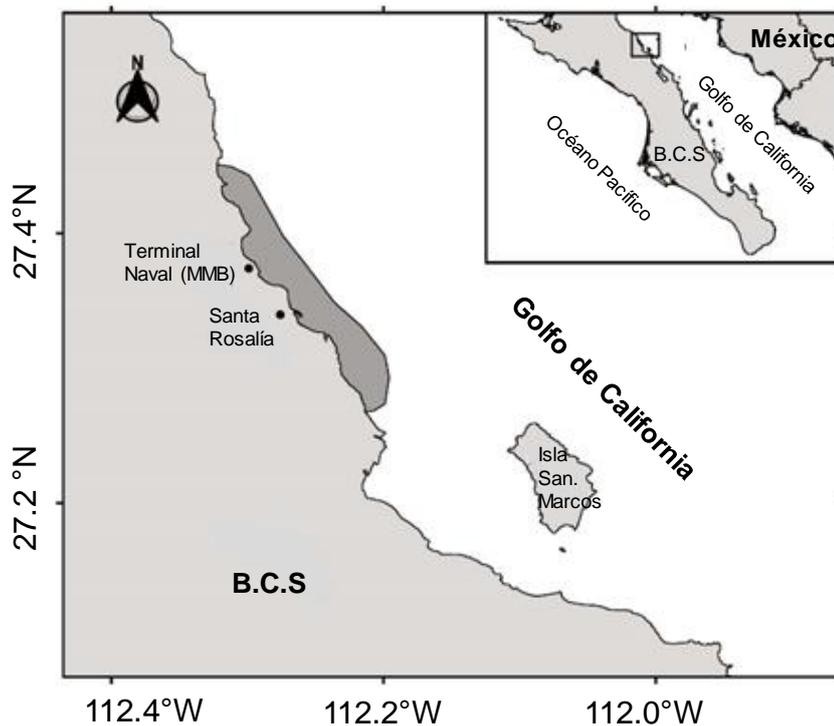
5. Determinar si el filete de huachinango del Pacífico proveniente del puerto minero de Santa Rosalía, aporta la ración diaria de metales esenciales y sugerir una ración semanal recomendable.

6. Para la población mexicana, señalar posibles riesgos por consumo de filete de huachinango del Pacífico.

## **6. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **6.1. Área de estudio**

El puerto minero de Santa Rosalía cuenta con una población cercana a los 15,222 habitantes (INEGI, 2017) y se ubica en la porción central de la costa oriental de Baja California Sur, en el Golfo de California (Fig. 1). El agua en esta porción es la mezcla del agua de la parte Norte del Golfo y la que entra del Pacífico. Las masas de agua predominantes en la región están definidas por valores de salinidad entre 35 y 36 UPS y temperaturas que van desde los 14-18°C en invierno a los 31°C en verano (Álvarez-Borrego, 1983; García-Pámanes *et al.*, 2011).



**Figura 1.** Área de estudio (Puerto minero de Santa Rosalía, B.C.S., México). El área sombreada indica el lugar de captura del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru*.

El diario oficial de la federación (DOF) publicó el 13 de mayo de 1974 mediante decreto, al área de Santa Rosalía habilitada al tráfico de altura, mixto, cabotaje y pesca. Sin embargo, desde 1885 también ha sido oficialmente uno de los principales sitios de extracción y fundición de Cu en México (Romero, 1991).

Se han realizado estudios en los últimos 15 años en donde han registrado altas concentraciones de metales pesados en sedimentos (p.ej. Shumilin *et al.*, 2000, 2011, 2013; Huerta-Díaz *et al.*, 2014; Jonathan *et al.*, 2016), que de acuerdo a Shumilin *et al.* (2013), están excedidos con base en los valores de referencia en la corteza terrestre y guías de calidad ecotoxicológica; ejemplo de ellos son: Mn (6, 770 mg kg<sup>-1</sup>), Cu (3, 390 mg kg<sup>-1</sup>), Zn (1, 916 mg kg<sup>-1</sup>), Pb (226 mg kg<sup>-1</sup>), Co (166 mg kg<sup>-1</sup>), U (11.8 mg kg<sup>-1</sup>) y Cd (3.76 mg kg<sup>-1</sup>), algunos además, contaron con factores de enriquecimiento que sugirieron mayor aporte antrópico que natural, en un gradiente de mayor aporte en el puerto y menor hacia zonas más alejadas (Shumilin *et al.*, 2000, 2011, 2013).

Los metales pesados retenidos en sedimentos tienen potencial de resuspensión en la columna de agua, de esta manera pueden ser incorporados a través de procesos físicos, naturales o antrópicos, los cuales involucran la remoción de estos elementos desde el fondo del agua (Martino *et al.*, 2002), quedando al alcance de la biota marina. En general la distribución de los metales en zona de resaca y aguas costeras de Baja California Sur, podría estar sujeta a procesos físicos y biogeoquímicos propios del área. Altas concentraciones serían resultado de remoción y suspensión en zona de resaca, mientras que las bajas concentraciones, con procesos de mezcla de agua oceánica pobre en elementos traza (Sañudo-Wylhelmy & Flegal, 1996).

A mesoescala los procesos oceanográficos que destacan en el Golfo y que son importantes de describir dado su relación con aspectos biológicos de los organismos (Bakun, 1996) o bien con la posible distribución de los metales dentro del Golfo, son:

A) sistema de surgencia, descritos como procesos que favorecen la productividad primaria (Roden, 1964; Álvarez-Borrego & Lara-Lara, 1991; Santamaría *et al.*, 1994) y se forman a consecuencia de cambios estacionales en la dirección del viento. Durante invierno predominan los vientos del noroeste con velocidades de 8–12 m s<sup>-1</sup>, provocando surgencias en la costa continental, mientras, en verano, predominan los vientos del Sureste con velocidades de ~5m s<sup>-1</sup> provocando surgencias en la costa peninsular (Roden, 1964; Badan-Dagon *et al.*, 1985; Lavín & Marinone, 2003).

B) Proceso de estratificación térmica, que en verano, mientras los vientos son débiles hay alta radiación solar y provoca una diferencia de 16°C entre la temperatura superficial con respecto a la temperatura a 150 m de profundidad, mientras que, en invierno, cuando predominan vientos intensos se genera una capa de mezcla que varía en profundidad (Robles & Marinone, 1987; Robinson & Brink, 2006).

C) Mezcla por mareas, tal como la que ocurre en las grandes Islas situadas en la porción norte del Golfo de California. Aquí la topografía en conjunto con la marea posibilita que altos niveles de agua subsuperficial rica en nutrientes inorgánicos se bombeen a la superficie, haciendo de esta área una de las de mayor productividad durante todo el año (Álvarez-Borrego & Lara-Lara, 1991). Esta mezcla por marea también permite formación de filamento que pueden exportarse hacia áreas circundantes (Herrera-Cervantes, 2008).

Respecto a procesos hidrográficos locales, en el puerto minero de Santa Rosalía, existen desembocaduras de ríos y arroyos formados de manera esporádica, sin embargo, generalmente es un área con precipitaciones pluviales escasas, en ocasiones nulas y la principal fuente de agua son mantos acuíferos subterráneos naturales o bien debido a procesos meteorológicos como huracanes de mayo-noviembre, que son responsables de importante aporte de sedimentos dentro del Golfo de California (Martínez-Gutiérrez & Mayer, 2004; SINAT-SEMARNAT, 2011).

## **6.2. Trabajo de campo**

Los organismos se recolectaron con una frecuencia mensual, de agosto 2016 a octubre 2017 en el puerto minero de Santa Rosalía (27°19'45.14" N, 112°15'13.40" W) y a través de la pesquería artesanal, la cual se realizó de 5-13 millas náuticas lejos de la costa a profundidades de 10-30 m. Para esta arte se implementó red agallera con luz de malla de 15c.m., colocada a las 19 h y levantada a las 6 h del día siguiente (Zárate-Becerra *et al.*, 2014). Se capturaron en promedio de 30 a 40 individuos y se colocaron en hieleras para transportarlos al laboratorio de Ecología de Peces del CICIMAR-IPN, para registro biométrico. El cual consistió en medición de longitud total (LT) con ictiómetro manual ( $\pm 0.5$  cm precisión) y el peso total con balanza digital (0.01 g precisión -TORREY- LEQ 10/20 México).

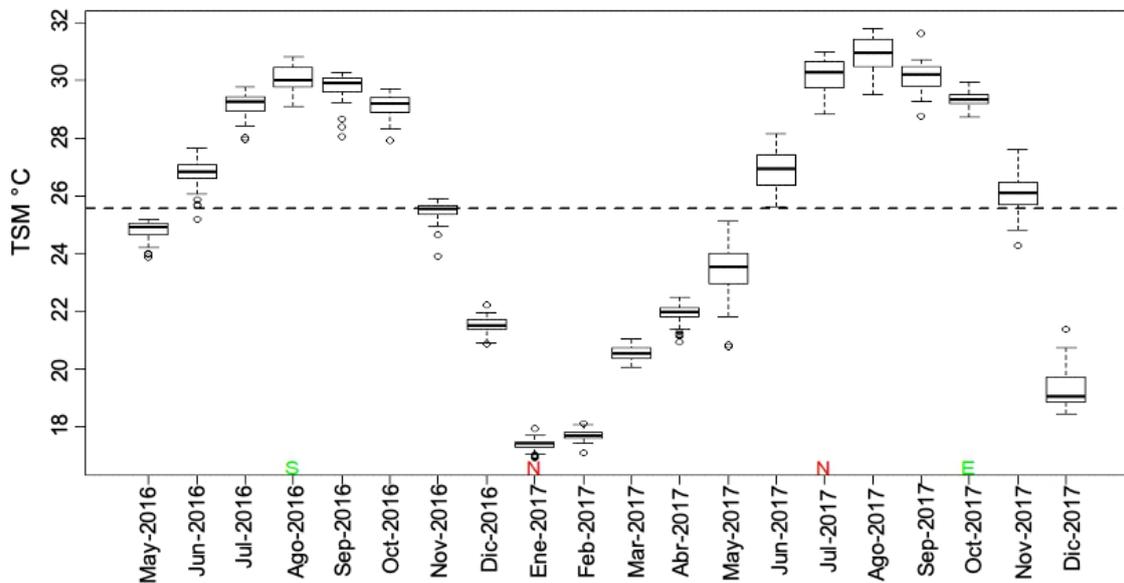
Inmediatamente después de la biometría, para análisis ecotoxicológico, se realizaron disecciones ventrales y dorsales para la extracción de hígado, músculo y estómago. Todos los tejidos y las presas provenientes del estómago se guardaron en bolsas estériles individuales y se etiquetaron para almacén a -20°C en el laboratorio de Ecología de Peces del CICIMAR-IPN, para su posterior análisis.

### 6.3. Trabajo de laboratorio

Los huachinangos se agruparon considerando el sexo, la madurez sexual y la estación del año, puesto que, estas variables inciden en la alimentación y la bioacumulación de metales. El sexo se asignó mediante escala morfocromática de las gónadas de Nikolsky, (1963), en caso de machos se observaron gónadas blancas encintadas, en hembras anaranjadas cilíndricas. La madurez sexual, se asignó de acuerdo a Díaz-Uribe *et al.* (2004), quien consideró maduros sexualmente a organismos de ambos sexos con tallas  $\geq 33$  cm LT e inmaduros a los de tallas menores.

Para definir la estación anual, se obtuvieron anomalías de temperatura superficial marina (TSM) de los cuadrantes de influencia de la flota pesquera del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía. Dichas anomalías se extrajeron de imágenes satelitales MODIS-AQUA con 1.1 km de resolución, durante mayo 2017 a diciembre 2017.

Al inicio, los datos fueron agrupados de acuerdo a cuartiles (0,33%,66%, 99%), con dicho ejercicio se determinó estación fría (diciembre de 2016 y enero, febrero, marzo, abril mayo, diciembre de 2017), estación cálida (julio, agosto, septiembre, octubre de 2016 y julio, agosto, septiembre, octubre de 2017) y períodos de transición fría-cálida (mayo y junio 2016 y junio 2017) y cálida-fría (noviembre de 2016 y 2017). Sin embargo, por el bajo número de muestra en períodos transición, se optó por el cálculo de la media general, es decir considerando todos los meses y sus anomalías de TSM, el cual fue de 25.8°C. Meses por debajo de este valor medio, fueron agrupados en estación fría y aquellos por encima como estación cálida (Fig. 2).



**Figura 2.** Variación mensual de temperatura superficial marina (TSM) en la costa de Santa Rosalía, B.C.S. La línea dentro de cada caja señala la mediana, las cajas indican el primer y tercer cuartil, los bigotes representan el intervalo de veces de 1.5 del cuartil, mientras los círculos son posibles valores anómalos (outliers). La línea punteada que atraviesa todo el gráfico es la media general de TSM de todos los meses desde Mayo 2016 a Diciembre 2017. Las letras S y E indican respectivamente, inicio y término de muestreo, las letras N son meses donde no se realizaron muestreos

#### 6.4. Hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía

##### 6.4.1. Identificación taxonómica de las presas

Las presas se identificaron hasta mínimo taxón posible con un microscopio estereoscópico Zeiss Stemi 2000-C y empleando claves de identificación especializadas, elegidas según grado de digestión y estructuras con carácter taxonómico de las presas. Para peces se empleó Miller & Lea (1972), Whitehead (1985), Fischer *et al.* (1995), Mascareñas-Osorio, (2002), Díaz-Murillo (2007) y Lowry (2011). Para crustáceos y moluscos se consultaron los trabajos de Brusca (1980), Morris *et al.* (1980), Wolff (1982) Salgado-Barragan & Hendrickx (2010) y Keen (2012).

#### 6.4.2. Estimación del tamaño mínimo de muestra para caracterizar la alimentación del huachinango del Pacífico

Una vez identificadas las presas, se corroboró el óptimo número de estómagos para caracterizar la alimentación general, así como el sexo, la madurez sexual y la estación anual. Para ello, se aplicó el programa EstimateS (Colwell, 2009), el cual, a través de curvas de diversidad acumulada, estima la variabilidad de presas por estómago con el índice de Shannon-Wiener (H'). Este análisis se basó en 100 permutaciones sin reemplazo. Al paso de revisar mayor número de presas en estómagos, existe una disminución gradual de la variabilidad de presas, por lo que la curva alcanza la asíntota en un número acumulado específico de estómagos que coincide con el punto donde el coeficiente de variación (CV) es equivalente a 0.05 (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003; Pérez-Rojo *et al.*, en prensa).

#### 6.4.3. Análisis cuantitativo de la alimentación

El análisis cuantitativo de los contenidos estomacales consistió en el empleo del porcentaje del índice presa específica % PSIRI, desarrollado por Brown *et al.* (2012), que tiene por ventaja, especificar la importancia de presas sólo en los estómagos donde estas aparecieron, de acuerdo a su frecuencia, número y biomasa.

$$\%PSIRI_i = \frac{\%FO_i * (\%PN_i + \%PW_i)}{2}$$

%FO es el porcentaje específico de frecuencia de presa; %PN es el porcentaje numérico específico de presa y %PW el porcentaje específico de peso de presa.

#### 6.4.4. Comparación de la alimentación considerando el sexo, la madurez sexual y la estación climática

Con objetivo de estimar posible variación porcentual en cuanto al consumo de número y biomasa de presas, entre los sexos, la madurez sexual y la estación anual, se emplearon análisis de varianza multivariado no paramétrica (PERMANOVA), basado en 100 permutaciones. Para ello se aplicó la función Adonis de la librería -Vegan 2.2-1 (Oksanen *et al.*, 2016) en la plataforma R 3.0.1. El estadístico resultante  $R$  ( $-1 < R < 1$ ) describió la similitud entre categorías. Valores cercanos a 0 indicaron nulas diferencias y valores cercanos a 1 o -1 indicaron diferencia significativa entre categorías analizadas.

Los valores de probabilidad generados del estadístico  $R$  se consideraron significativos cuando ( $P$ ) fue  $\leq 0.05$ . Este análisis además de su robustez somática, aún y cuando no se cumple el supuesto de distribución normal multivariada (Anderson, 2017), es útil en aquellas bases de datos como las de contenido estomacal, que suelen tener gran cantidad de ceros, pues no todos los tipos de presas son registrados en todos los estómagos.

Adicionalmente, para saber si existía diferencia trófica en la alimentación por distinta proporción sexual, se determinó esta última, de forma general, así como para la estación anual, siguiendo el estadístico  $\chi^2$ .

#### 6.4.5. Amplitud trófica

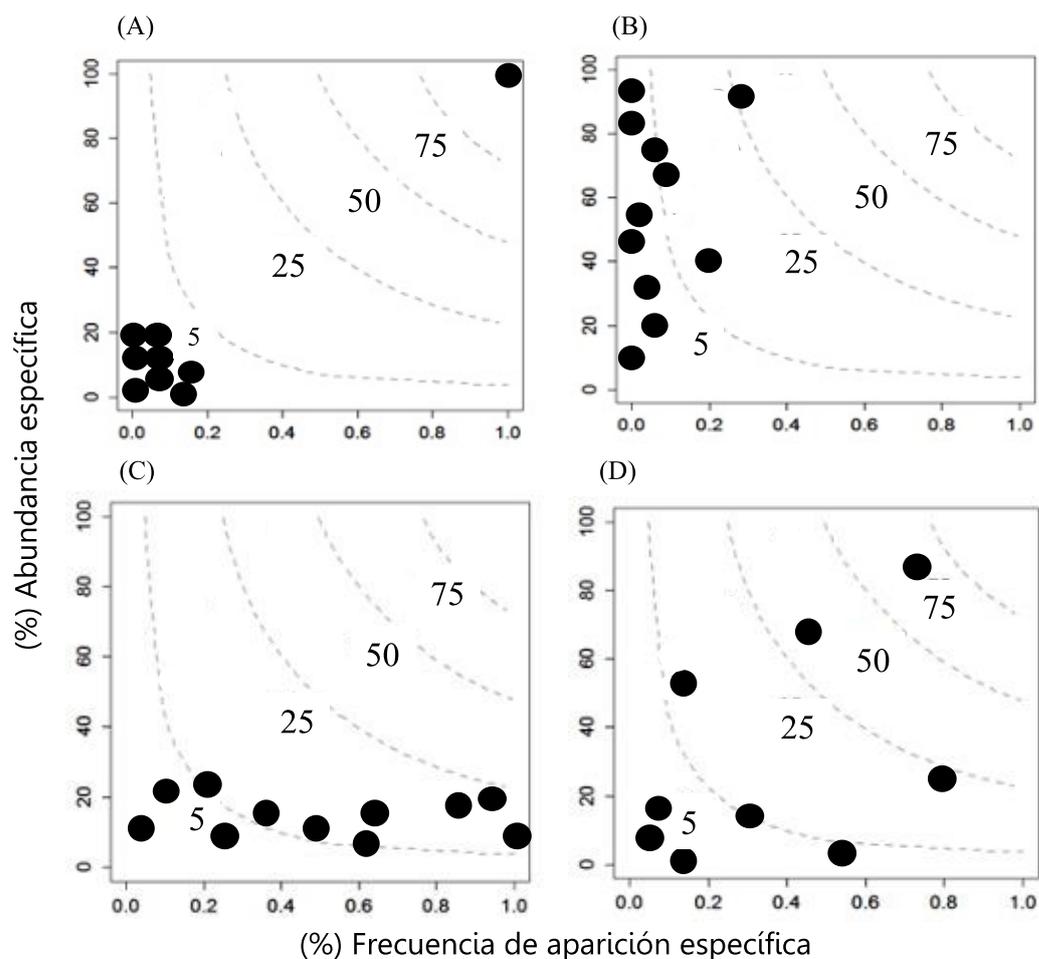
Para evaluar la amplitud trófica se calculó el índice de Levin (Krebs, 1999) que toma en cuenta el número de presas. Por estandarización el índice puede tomar valores de 0 a 1 (Hurlbert, 1978), valores  $< 0.60$  se asocian a un comportamiento especialista (pocas presas), en tanto valores  $\geq 0.60$  indican que el depredador es generalista y muestra preferencia por más presas (Krebs, 1999):

$$B_i = \frac{1}{n-1} \left( \frac{1}{\sum_j p_{ij}^2} - 1 \right)$$

$B_i$  es la amplitud trófica del depredador  $i$ , en tanto  $P_{ij}$  es la proporción de la presa en dieta del depredador y  $n$  es número total de presas.

#### 6.4.6. Estrategia alimentaria

La estrategia alimentaria se evaluó a partir de las gráficas de Costello (1990), modificadas por Amundsen *et al.* (1996), las cuales detallan la contribución de cada presa a la amplitud trófica en el plano bidimensional. El eje horizontal representa la frecuencia de aparición, en tanto el vertical, la abundancia en número y peso. De esta forma, los depredadores pueden consumir presas de forma homogénea (generalista), o bien mostrar preferencia hacia una o diferentes presas (especialista) e incluso si el consumo es mixto, caracterizado por presencia de individuos que consumen presas de forma generalista, mientras otros muestran especialización trófica (Amundsen *et al.*, 1996) (Fig. 3).



**Figura 3.** Tipos de estrategia alimentaria: especializada en un tipo presa (A); especializada en distintos tipos de presas (B); generalizada (C); mixta (D). Los puntos representan a las presas y las isóneas determinan el porcentaje de cada tipo de presa en la dieta.

## 6.5. Evaluación ecotoxicológica del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía

### 6.5.1. Procesamiento de muestras

La homogenización de las muestras, la digestión y la lectura de Cu, Zn, Pb, Cd y Hg se realizaron en el laboratorio de toxicología de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), quien cuenta con certificación de la Organización Internacional de Estandarización (ISO). Todo el material siguió el protocolo de limpieza con agua Milli-Q.

Con cuchillos estériles se disectaron en húmedo 30 g de músculo de cada espécimen. Para el hígado, ya que representaba menos masa que el músculo, sólo se trabajó con muestras frescas >4 g. Asimismo, se trabajó sólo con tejido disponible extraído de las presas que provenían de contenidos estomacales y que conformaron el 95% de la dieta (%PSIRI): *Sardinops sagax*, *Nyctiphanes simplex*, *Harengula thrissina*, *Portunus xantusii*, *Benthoosema panamense*, *Munida tenella* y *Triphoturus* spp. Todo fue etiquetado en bolsas estériles para almacén en congelador (TORREY- CHTC-255D-México) a -20°C y gradualmente liofilizado en equipo Telstar (Lyo Quest 55 plus-USA) a presión constante (0.200 mBar) y temperatura -40°C durante 72 h. Todas las muestras fueron pesada antes y después de la deshidratación para facilitar la obtención de la pérdida de humedad y realizar conversiones pertinentes de peso seco a peso húmedo (p.h.).

La homogenización del material liofilizado se realizó en un mortero de ágata y se pesaron submuestras de 0.5 g en una balanza analítica Ve -303 (precisión 300x1mg). La digestión de submuestras consistió en colocarlas dentro de tubos de ensaye de vidrio con 3 ml de ácido nítrico y puestos en gradillas parcialmente inmersas en baño de agua a 160°C durante 20 h (Fig. 4). Una vez frías se filtraron con papel de poro medio (0.25 mm) hacia tubos plásticos de centrífuga, en donde se aforaron con agua Milli-Q hasta máxima capacidad (14 ml). Esta solución se almacenó en tubos plásticos con tapa graduados de 9 ml para su refrigeración mientras se leían gradualmente para la determinación del Cu, Zn, Pb, Cd y Hg, en los equipos de espectrofotometría de absorción atómica.

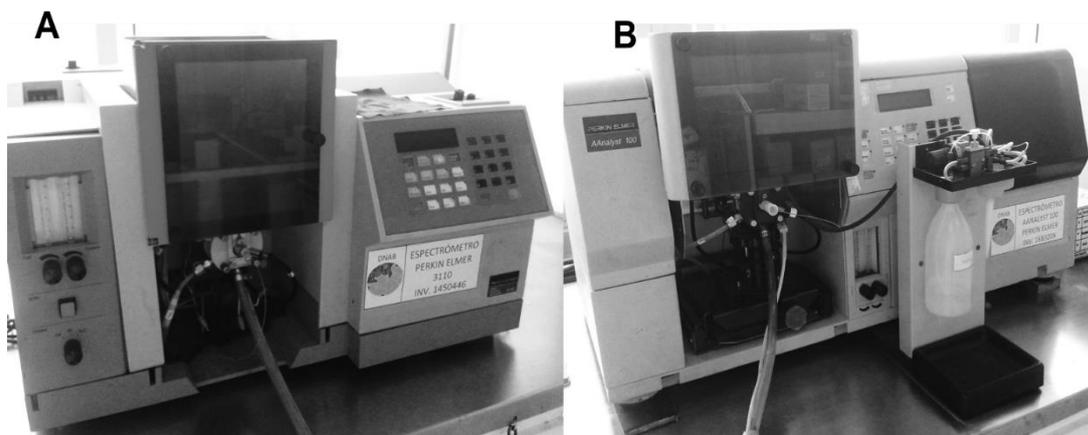


**Figura 4.** Músculo, hígado y presas enteras de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru*, colocadas en tubos de ensaye parcialmente sumergidos en agua a temperatura de 160°C para su digestión.

#### 6.5.2. Validación del método

Para asegurar la calidad de resultados y obtener el intervalo en el cual estos fueran confiables, se validó el método por medio del porcentaje de recuperación del metal en cada muestra, el límite de linealidad del método, la reproductibilidad y la repetitividad. La linealidad se obtuvo con las curvas de calibración, en donde se consideró la linealidad entre concentración de metales en función a diferentes diluciones, en este sentido se obtuvieron coeficientes de determinación  $>0.90$  y los valores de las absorbancias de las muestras se transformaron en concentraciones en partes por millón (ppm) y se ubicaron en medio de la curva. Por otra parte, la exactitud se evaluó con base en el porcentaje de recuperación del material estándar, un material certificado que se asemeje a la matriz con la que se trabaja, en este caso se consideró DOLT-4 (Hígado) y DORM-3 (músculo) ambas matrices provenientes del pez *Lachnolaimus maximus*.

Con el fin de obtener niveles altos de detección de metales pesados, los análisis en los diferentes tejidos y presas se determinaron por el método de espectrofotometría de absorción atómica adecuado, mediante el método de flama para (Cu, Zn, Pb y Cd) en un equipo Perkin Elmer 3110 y generador de hidruros para (Hg) en un equipo Perkin Elmer AAnalyst 100, ya que este metal es muy volátil (Fig. 5).



**Figura 5.** Equipos de espectrofotometría para medición de metales en músculo, hígado y presas enteras de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru*. A) Espectrómetro Perkin Elmer 3110. B) Espectrómetro Perkin Elmer Analyst 100.

Los equipos se calibraron antes de las lecturas de acuerdo a manuales del equipo, en estos se incluía el tipo de lámpara de cátodo hueco a emplear, según la naturaleza del metal a analizar, la longitud de onda y abertura espectral. Para Hg, antes de la lectura se realizaron curvas de calibración, construidas a partir de una solución madre de Hg 1000mg/l $\pm$ 4 mg/l marca Fluka, la cual se diluyó con agua Milli-Q a diferentes concentraciones 25, 50, 100  $\mu$ l. El procedimiento para su lectura consistió en utilizar borohidruro de sodio (NaBH<sub>4</sub>) en la muestra a la que previamente se añadió ácido clorhídrico (1 ml) y tres gotas de permanganato de potasio, para generar la reacción que favorece la lectura de este mineral. Las absorbancias obtenidas, posteriormente se transformaron, para expresar esos valores en concentración en el tejido húmedo, del cual se partió inicialmente en el muestreo en microgramos. En el resto de metales sólo se trabajaron con soluciones madre diluidas a diferentes concentraciones para elaborar la curva de calibración y se transformaron los valores de absorbancia obtenidos a peso húmedo en microgramos por gramos.

### 6.5.3. Biomagnificación y bioacumulación de Cu, Zn, Pb, Cd y Hg

Para evaluar la transferencia de cobre Cu, Zn, Pb, Cd y Hg desde las presas principales hacia *Lutjanus peru*, se calculó el factor de biomagnificación (FB), empleando una modificación que además de los niveles de metales en las presas y el depredador, puede incluir el índice trófico (%PSIRI) o bien la biomasa (%W) y la frecuencia de presas (%FA) (Escobar-Sánchez *et al.*, 2011; Irigoyen-Arredondo, 2018). Lo que mejora la perspectiva de las presas involucradas en la biomagnificación o transferencia, la cual ocurre cuando el resultado del cociente es >1.

$$FB = \frac{(Total\ de\ metales\ pesados\ en\ depredador)}{((Total\ de\ metales\ pesados\ en\ presa) * \%PSIRI)/100}$$

Para la bioacumulación se observó la magnitud de concentración de Cu, Zn, Pb, Cd y Hg entre tejido hepático (n=120) y muscular (n= 403) de huachinango del Pacífico. Los valores se expresaron en µg/g de peso húmedo. En el caso de tejido hepático, se eligieron sólo los que en peso fresco superaran 4 g con la finalidad de que después del proceso de liofilización quedara la submuestra necesaria para el análisis de metales pesados.

Después de aplicar pruebas correspondientes para probar normalidad y homogeneidad de varianza en los datos, se eligió el test no paramétrico de Wicolxon, el cual identifica diferencias entre medianas de los grupos de datos. De esta manera es posible, la detección de posibles diferencias en concentración metálica entre distintas categorías de huachinango del Pacífico (sexo, madurez sexual y régimen climático).

## **6.6. Determinación de la relación longitud-peso e índices morfofisiológicos en ejemplares de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía**

### **6.6.1. Cálculo de regresión potencial y análisis de residuales**

Para probar el grado de relación entre la longitud y el peso de los peces se empleó la ecuación potencial  $P = aL^b$  (Ricker, 1973; Froese, 2006).  $P$  es el peso total en gramos,  $L$  es la longitud total,  $a$  y  $b$  son, respectivamente, la constante relacionada a la forma del cuerpo (fusiforme, esférica, elongada) y el parámetro asociado al tipo de crecimiento (alométrico o isométrico).

El análisis comenzó con la transformación de la ecuación potencial antes descrita con logaritmos naturales, con ello fue posible inearizar el método de regresión para un mejor ajuste y obtener finalmente los parámetros  $a$  y  $b$ . Con respecto al parámetro de crecimiento ( $b$ ) y partiendo del criterio, que la longitud es magnitud lineal, mientras el peso es igual al cubo de la talla, un organismo con patrón de crecimiento isométrico, tendrá una  $b=3$ , es decir no hay cambio en la forma del cuerpo mientras el organismo crece; un organismo con crecimiento alométrico negativo tendrá una  $b<3$ , es decir, mayor incremento en longitud respecto al peso y finalmente, si se tiene crecimiento alométrico positivo, obtendrán una  $b>3$ , presentando aumento de peso en comparación a la longitud (King, 1996; Froese, 2006). Finalmente, el grado de relación entre las variables peso-longitud, se determinó con el coeficiente de determinación ( $R^2$ ).

El análisis se realizó en general y por categoría y se calcularon los intervalos de confianza al 95% para saber si los resultados de  $b$  eran significativamente distintos del valor de isometría ( $b=3$ ). Adicionalmente, se graficaron los residuales, para observar su distribución en torno al cero y descartar posibles tendencias en la dispersión de dichos residuales (Delgado de la Torre, 2007; Bailer, 2020).

### 6.6.2. Índices morfofisiológicos y su correlación con la salud del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru*

Respecto a los índices morfofisiológicos (factor de condición somática, hepatosomático y gonadosomático), se calcularon como a continuación se describe. Para el factor de condición se calculó con la ecuación de Fulton (Ricker, 1973).

$$K = \left(\frac{P}{LT}\right) 100$$

$P$  es el peso corporal total húmedo en gramos y  $LT$  la longitud total en centímetros. Barnhan y Baxter (1998) asociaron una pobre condición a valores de  $k=1$ , moderada condición  $k=1.20$  y buena condición  $k=1.40$

El Índice hepatosomático se calculó de acuerdo a Lloret *et al.* (2005):

$$IH = \left(\frac{Ph}{P}\right) 100$$

$Ph$  es el peso del hígado y  $P$  el peso total del pez en gramos.

El índice gonadosomático se calculó de acuerdo a (Choongo *et al.*, 2014; Santoyo-Telles *et al.*, 2019):

$$IG = \left(\frac{Pg}{P}\right) 100$$

$Pg$  es el peso de la gónada y  $P$  el peso total del pez en gramos. Finalmente, se realizó una matriz de correlación de Spearman ( $\rho$ ), con el fin de probar la correlación entre los niveles de metales en hígado y los cocientes antes descritos. Todos los cálculos estadísticos se realizaron en el ambiente R Core Team (2017).

## 6.7. Recomendaciones y riesgo a la salud humana por consumo de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía

### 6.7.1. Ingesta diaria de filete de a cuerdo a lo contenido en minerales esenciales (DMI)

Para humanos, se emitieron recomendaciones de ingesta, en el caso del Cu y Zn se empleó la ingesta diaria de minerales, conocida por sus siglas en inglés como DMI, para saber si en 100 g de filete de huachinango del Pacífico *L. peru*, dichos metales esenciales se encuentran en niveles sugeridos según la Academia Nacional de Medicina Estadounidense:

$$DMI = (C * 100/RDA)$$

C es el nivel de metal esencial en 100 g. de filete fresco y RDA, la recomendación permitida de metales esenciales basados en dosis referenciales.

### 6.7.2. Ingesta semanal tolerale de filete considerando los niveles de todos los metales (TIST)

También se recomendará la ración semanal tolerable de filete que puede ser consumida por diferentes grupos de la población, que no represente riesgo por alguno de los metales incluidos en esta investigación, loscuales son el zinc (Zn), cobre (Cu), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg):

$$TIST = (CPP * PC/RDA)/CM$$

CPP es la dosis referencial de fuentes oficiales; PC es el peso promedio general de hombres y mujeres (embarazadas, lactantes) y niños (4 a 6 años); CM son los metales en filete en peso húmedo.

### 6.7.3. Coeficiente de riesgo a la salud humana (THQ)

Finalmente, también se calculó el coeficiente de riesgo humano por consumo, para adultos y niños, que por sus siglas en inglés corresponde al THQ (Yi *et al.*, 2011). Este coeficiente considera la frecuencia de consumo, tiempo de exposición, dosis referenciales y niveles de cada uno de los metales en filete.

Un coeficiente  $> 1$  en alguno de los metales en filete, indica riesgo alto por exposición y es posible que el humano presente efectos adversos por consumo.

$$THQ = \frac{Fe * De * Ti * C}{Rfd * Ppa * Te} * 10^{-3}$$

*Fe* es frecuencia de consumo en días o anual; *De* es la duración de la exposición en años; *Ti* es tasa de ingesta por persona (g/día), *C* es concentración del metal en el músculo del pez (mg/Kg peso húmedo); *Ppa* indica el peso promedio del adulto (Kg); *Te* es el tiempo de exposición promedio (días); *Rfd* son las dosis orales referenciales para cada metal ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$ ): Cd 0.001, Pb 0.003, Cu 0.04, Zn 0.3, Hg 0.0001.

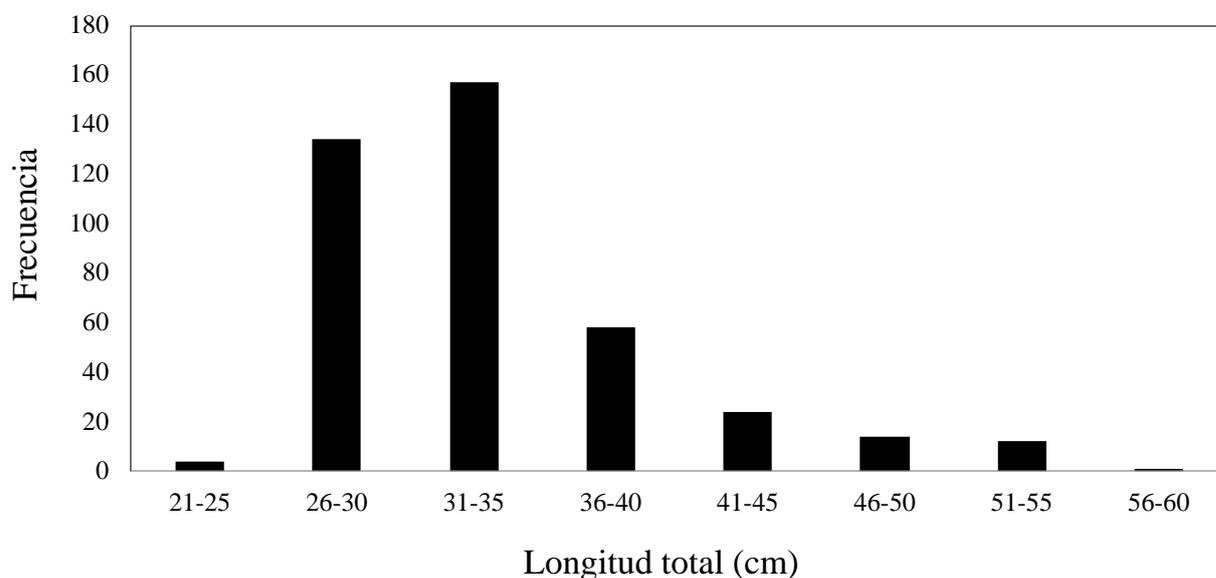
Para la evaluación de todos los índices (DMI, TIST, THQ), se consideraron pesos promedios de la población mexicana establecidas por el INEGI (2017) (768-74 Kg en adultos y 16 Kg niños de 4-6 años). Con respecto a la tasa de ingesta se consideró 400 g/día.

## 7. RESULTADOS

### 7.1. Hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía

#### 7.1.1. Descripción de muestras y tamaño mínimo

Fueron recolectados 478 huachinangos del Pacífico (*Lutjanus peru*), en el puerto minero de Santa Rosalía. Se descartaron 75 organismos por presentar estómagos vacíos. De esta forma el tamaño total de muestra analizado fue de 403 (84.3%) organismos, con un intervalo de longitud total entre 21 y 60 cm (Fig. 6) e intervalo de peso de 195 g a 1.920 g. Mediante observación morfo cromática de la gónada, 174 individuos fueron asignados como machos y 229 como hembras. De la totalidad de ellos, a partir del registro de sus longitudes totales se determinó que 195 eran individuos sexualmente maduros ( $\geq 33$  cm LT) y 208 inmaduros ( $< 33$  cm LT). En cuanto al análisis por estaciones, para la estación cálida correspondieron 230 ejemplares y para la fría 173.



**Figura 6.** Frecuencia de los intervalos de talla de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía B.C.S. México, durante agosto 2016 a octubre 2017.

De acuerdo a la curva acumulada de especies, construida a partir del índice de Shannon-Wiener y el número de estómagos, se validó con certeza estadística que se obtuvo un tamaño de muestra óptima para la caracterización de los hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico *L. peru* en el puerto minero de Santa Rosalía B.C.S. (CV=0.05), esto tanto de manera general, como por sexos, madurez sexual y estaciones del año (Tabla I).

**Tabla I.** Tamaño mínimo de muestra para caracterizar los hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, al obtener coeficiente de variación CV igual a 0.05.

Categorías	Estómagos analizados	Tamaño mínimo de muestra de estómagos	CV
General	403	63	0.05
Hembra	229	56	0.05
Macho	174	54	0.05
Inmaduros	208	53	0.05
Maduros	195	26	0.05
Estación Fría	173	60	0.05
Estación Cálida	230	43	0.05

#### 7.1.2. Análisis cualitativo y cuantitativo de la alimentación

De acuerdo al análisis cualitativo del contenido estomacal del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, en total se identificaron 29 ítems presa, de los cuales 13 fueron peces, 11 crustáceos, cuatro moluscos y un tunicado (Tabla II)

Del total de especies presa identificadas, tres de ellas se constituyeron como las de mayor importancia en peso y número. Los peces (sardinias) *Sardinops sagax* (%P=37.86, %N=35.94) y *Harengula thrissina* (%P=23.98, %N=22.12), así como el crustáceo (eufáusido) *Nyctiphanes simplex* (%P=13.57, N=18.28), se constituyeron como las más importantes. Mientras que de acuerdo a la frecuencia de aparición cinco fueron las que se destacaron, las sardinias; *S. sagax* (%FA=41.68) y *H. thrissina* (%FA=26.79), los crustáceos *N. simplex* (%FA=21.09) y *Portunus xantusii* (7.19%), los peces mesopelágicos de la familia Myctophidae (6.70%) y el crustáceo *Munida tenella* (5.95%) (Tabla II, Fig. 7).

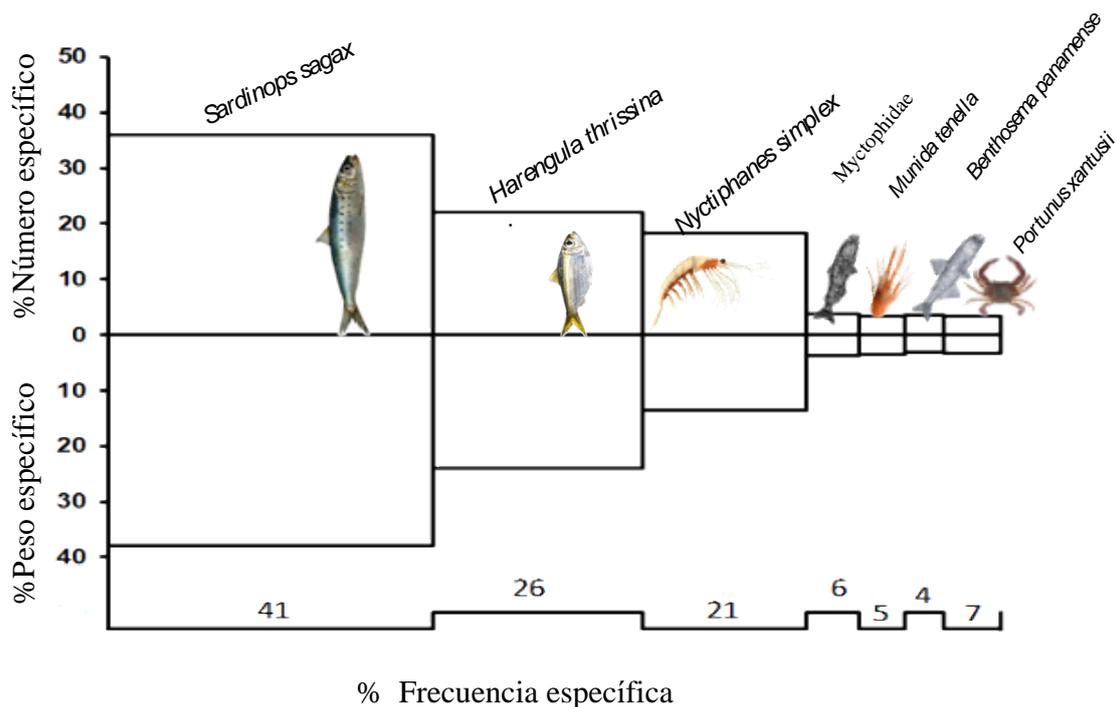
Al integrar los métodos antes descritos en el índice de la presa específica %PSIRI, las presas que en conjunto contribuyeron con un alto porcentaje a la alimentación (90%), fueron los peces *S. sagax* (36.90%) y *H. thrissina* (23.05%), el crustáceo *N. simplex* (15.92%), los peces de la familia Myctophidae (3.77%), el crustáceo *M. tenella* (3.50%), el pez mesopelágico *Benthosema panamense* (3.33) y el crustáceo *P. xantusii* (3.29%). El resto de presas que contribuyeron con el restante 10% del espectro trófico correspondieron también a otras especies de crustáceos y peces (Tabla II, Fig. 7).

**Tabla II.** Presas de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía. Los valores de contribución de cada presa en número (N), peso (P) y frecuencia de ocurrencia (FO) se expresan en porcentaje específico (%E) y porcentaje. Los resultados de estos métodos se integraron en el índice de porcentaje presa específica (%PSIRI). Se indica el

Especies	%FO	%E.N	%N	%E.P	%P	%PSIRI	NT
Mollusca							
Cephalopoda							
Loliginidae							
<i>Loligo</i> spp.	2.23	37.70	0.84	49.61	1.11	0.97	2.90
Octopodidae							
<i>Octopus</i> spp.	0.25	33.33	0.08	33.33	0.08	0.08	3.80
Bivalvia							
Veneridae							
<i>Chione</i> spp.	0.25	25.00	0.06	33.33	0.08	0.07	2.40
Gastropoda							
Columbellidae							
<i>Parvanachis</i> spp.	0.25	50.00	0.12	4.35	0.01	0.07	2.00
Crustacea							
Malacostraca							
Euphausiidae							
<i>Nyctiphanes simplex</i>	21.09	86.69	18.29	64.35	13.57	15.93	2.2
Munididae							
<i>Munida tenella</i>	5.96	57.46	3.42	60.34	3.59	3.51	2.5
Portunidae							
<i>Portunus xantusii</i>	7.20	46.19	3.32	45.40	3.27	3.30	2.6
Penaeidae							
<i>Penaeus</i> spp. (1)	2.48	47.92	1.19	53.72	1.33	1.26	2.6
<i>Penaeus</i> spp. (2)	0.50	23.81	0.12	37.50	0.19	0.15	2.4
Squillidae							
<i>Squilla bigelowi</i>	0.50	60.00	0.30	73.53	0.36	0.33	3.3

**Tabla II (continuación).**

Especies	%FO	%E.N	%N	%E.P	%P	%PSIRI	NT
<i>Squilla tiburonensis</i>	0.25	25.00	0.06	40.00	0.10	0.08	3.3
Sicyoniidae							
<i>Sicyonia disedwardsi</i>	0.50	50.70	0.25	66.67	0.33	0.29	2.5
Munididae							
<i>Pleuroncodes planipes</i>	0.25	20.00	0.05	5.88	0.01	0.03	2.6
Cymothoidae							
<i>Cymothoa exigua</i>	0.25	8.33	0.02	16.67	0.04	0.03	2.00
Amphipoda	0.74	54.76	0.41	57.99	0.43	0.42	2.4
Urochordata							
Thaliacea							
Salpidae							
<i>Salpa</i> spp.	0.496	77.778	0.386	50.000	0.248	0.317	2.000
Vertebrata							
Actinopterygii							
Clupeidae							
<i>Sardinops sagax</i>	41.69	86.22	35.94	90.84	37.87	36.91	2.4
<i>Harengula thrissina</i>	26.80	82.57	22.13	89.50	23.98	23.06	2.9
<i>Opisthonema libertate</i>	0.25	71.43	0.18	50.00	0.12	0.15	2.9
Myctophidae	6.70	56.40	3.78	56.36	3.78	3.78	3
<i>Benthoosema</i>							
<i>panamense</i>	4.96	70.50	3.50	63.95	3.17	3.34	3
<i>Triphoturus</i> spp.	3.23	44.64	1.44	68.57	2.21	1.83	3.3
<i>Diaphus</i> spp.	0.25	33.33	0.08	5.56	0.01	0.05	3
Engraulidae							
<i>Engraulis mordax</i>	0.74	50.00	0.37	50.00	0.37	0.37	2.7
Mugilidae							
<i>Mugil</i> spp.	0.50	58.33	0.29	66.67	0.33	0.31	2
Cirrhitidae							
<i>Cirrhitichthys</i> spp.	0.50	57.14	0.28	66.67	0.33	0.31	4
Triglidae							
<i>Prionotus</i> spp.	0.50	50.33	0.25	75.00	0.37	0.31	3.5
Scombridae							
<i>Scomber japonicus</i>	0.25	100.00	0.25	100.00	0.25	0.25	3
Pomacentridae							
<i>Chromis atrilobata</i>	0.25	50.00	0.12	20.00	0.05	0.09	3.4
Restos de crustáceos	2.73	70.45	1.92	65.84	1.80	1.86	2.5
Restos de peces	0.74	72.22	0.54	77.78	0.58	0.56	3
<b>Total</b>	<b>133.25</b>	<b>1658.26</b>	<b>100</b>	<b>1639</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>3.4</b>



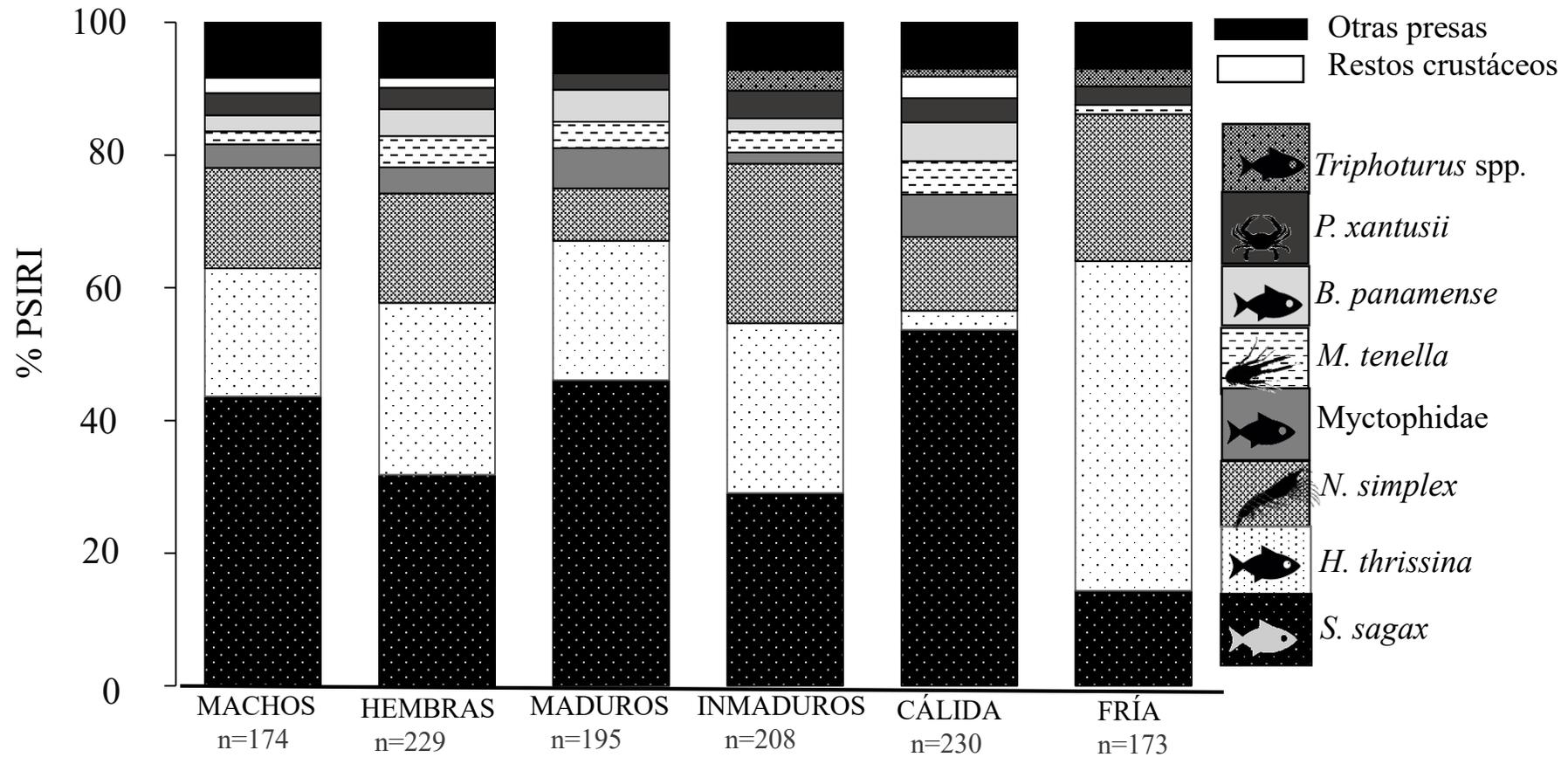
**Figura 7.** Presas que por frecuencia, número y peso específico en contenidos estomacales, contribuyeron a más del 90% de la alimentación de todos los ejemplares de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía.

### 7.1.3. Descripción y comparación trófica por sexo, madurez sexual y estación climática

Se revisaron 174 estómagos de machos y 229 de hembras del huachinango del Pacífico, destacándose el hecho de que el espectro trófico de ambos se integró de 22 ítems presa. De acuerdo al %PSIRI las presas de mayor contribución en contenidos estomacales de machos fueron *S. sagax* (43.60%), *H. thrissina* (19.32%), *N. simplex* (15.13%), seguidos de *P. xantusii* (3.64%), Myctophidae (3.56%), *B. panamense* (2.41), restos de crustáceos (2.29%) y *M. tenella* (1.94%), mientras que en hembras, las presas principales fueron, *S. sagax* (31.81%), *H. thrissina* (25.89%) *N. simplex* (16.53), seguido de *M. tenella* (4.69%), *B. panamense* (4.03%), Myctophidae (3.94%) y *P. xantusii* (3.24%) (Fig. 8). El análisis multivariado PERMANOVA confirmó diferencias significativas en las proporciones de las presas consumidas por los machos y hembras del huachinango del Pacífico ( $F=2.01$ ,  $P<0.05$ ) (Tabla III).

Fueron revisados 195 estómagos de organismos maduros ( $\geq 33$  cm LT), su espectro trófico se integró por 17 ítems presa y de acuerdo al %PSIRI las presas de mayor contribución en sus contenidos estomacales fueron *S. sagax* (46.07%), *H. thrissina* (21%), *N. simplex* (7.89%), Myctophidae (6.06%), *B. panamense* (4.80%), *M. tenella* (4%) y *P. xantusii* (2%). Por otra parte, se revisaron 208 estómagos de individuos inmaduros ( $< 33$  cm LT), en los cuales se registraron un total de 22 ítems y de acuerdo al %PSIRI las presas más importantes fueron *S. sagax* (28.30%), *H. thrissina* (24.98%), *N. simplex* (23.45%), *P. xantusii* (4.05%), *M. tenella* (3.04%), *Triphoturus* spp. (3.03%), *B. panamense* (1.95%) y Myctophidae (1.6%) (Fig. 9). Al realizar la comparación de los espectros tróficos de ambos estadios de madurez sexual se presentaron diferencias significativas ( $F=4.99$ ,  $P<0.05$ ) (Tabla III).

En la estación cálida se revisaron 230 estómagos y se identificaron 22 ítems presa, de estos los de mayores valores de contribución estomacal de acuerdo al %PSIRI fueron *S. sagax* (53.83%), *N. simplex* (11.20%), Myctophidae (6.40%), *B. panamense* (5.84%), *M. tenella* (5.07%), *P. xantusii* (3.66%), restos de crustáceo (3.25%) y *H. thrissina* (2.88%). En contraste, en la temporada fría se analizaron 173 estómagos en los que se registraron 16 ítems, dentro de los cuales, de acuerdo al %PSIRI los más importantes fueron: *H. thrissina* (48.87%), *N. simplex* (22.21%), *S. sagax* (14.39%), *P. xantusii* (2.80%), *Triphoturus* spp. (2.66%) y *M. tenella* (1.4%) (Fig. 9). Al comparar los espectros tróficos del huachinango del Pacífico en ambas estaciones se encontraron diferencias significativas ( $F=45.52$ ,  $P<0.05$ ). Finalmente, al considerar las interacciones del análisis de las diferentes categorías, en ningún de los casos se encontraron diferencias: sexo-estación ( $F=1.03$ ,  $P>0.399$ ), sexo-madurez ( $F=0.79$ ,  $P>0.596$ ), estación-madurez ( $F=1.65$ ,  $P>0.099$ ), sexo-estación-madurez ( $F=0.59$ ,  $P>0.800$ ) (Tabla III).



**Figura 8.** Presas que de acuerdo al porcentaje presa específica (%PSIRI) contribuyeron con más de 90% de la alimentación en cada categoría de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía.

**Tabla III.** Valores del análisis PERMANOVA, obtenidos a partir de las permutaciones realizadas entre los distintos factores e interacciones, para probar diferencias significativas en la alimentación del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía.

FACTOR	F	r	P	Significativo
sexo	2.016	0.00446	<0.05	si
estación del año	45.527	0.10081	<0.05	si
madurez	4.991	0.01105	<0.05	si
sexo:estación del año	1.03	0.00228	0.399	no
sexo:madurez	0.794	0.00176	0.596	no
estación del año:madurez	1.656	0.00367	0.099	no
sexo:estación del año:madurez	0.597	0.00132	0.800	no

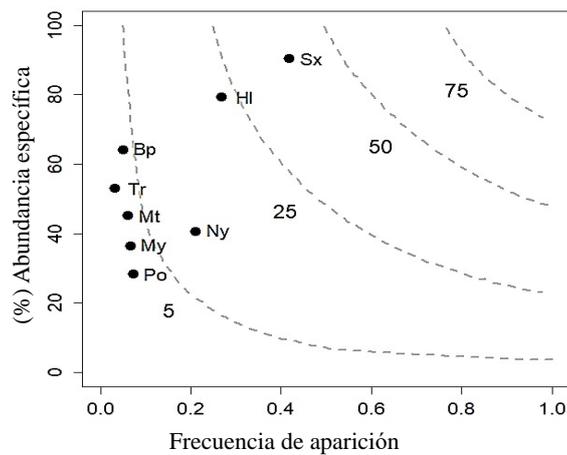
Posterior al análisis de PERMANOVA se analizó la proporción sexual, para asegurar que las diferencias en alimentación no eran debidas a la diferencia en proporción sexual (Tabla IV). Respecto a la estación fría, la alimentación podría tener dicho sesgo, sin embargo, a detalle, se encontró que la dieta entre machos y hembras esta representada por las presas más abundantes en esta estación y contrasta proporcionalmente con la de la estación cálida. Por consiguiente las diferencias tróficas obtenidas anteriormente con el análisis de PERMANOVA son robustas, debidas sólo a características biológicas y/o temporales.

**Tabla IIIII.** Proporción sexual del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, determinado con el estadístico  $X^2$ , en general y considerando las categorías de agrupamiento estación cálida y fría.

PROPORCIÓN SEXUAL								
Categorías		n	Porcentaje	Proporción	$X^2$	Hembras:Machos	Diferencias significativas	
<b>General</b>	Machos	180	44.67	2.29	1.2	5.99	1.2 : 1.0	no
	Hembras	223	55.33	2.29				
	Total	403	201.50	4.59				
<b>Estación cálida</b>	Machos	122	53.04	0.43	0.9	0.9 : 1.0	no	
	Hembras	108	46.96	0.43				
	Total	230	115.00	0.85				
<b>Estación fría</b>	Machos	58	33.53	9.39	2.0	2.0 : 1.0	si	
	Hembras	115	66.47	9.39				
	Total	173	86.50	18.78				

#### 7.1.4. Amplitud y estrategia alimentaria

Los valores del índice de Levins ( $B_i$ ), indicaron que el huachinango del Pacífico es un depredador de amplitud trófica estrecha, al considerar tanto el espectro trófico general ( $B_i=0.16$ ), así como el de machos ( $B_i=0.14$ ), hembras ( $B_i=0.17$ ), maduros ( $B_i=0.12$ ), inmaduros ( $B_i=0.17$ ), estación fría ( $B_i=0.08$ ) y cálida ( $B_i=0.11$ ). Al representar la estrategia alimentaria general en planos bidimensionales y considerando sólo las presas que en conjunto contribuyeron con 90% de la dieta, se corroboró el consumo alternado hacia un reducido número de presas, principalmente pelágico-costeras (*S. sagax*, *H. thrissina* y *N. simplex*) y de presas mesopelágicas como mictófidos (*B. panamense* y *Triphoturus* spp.) y crustáceos bentónicos (*P. xantusi* y *M. tenella*) De esta forma, la estrategia alimentaria del huachinango del Pacífico señaló fuerte especialización por el consumo de un determinado tipo de presas (Fig. 9).

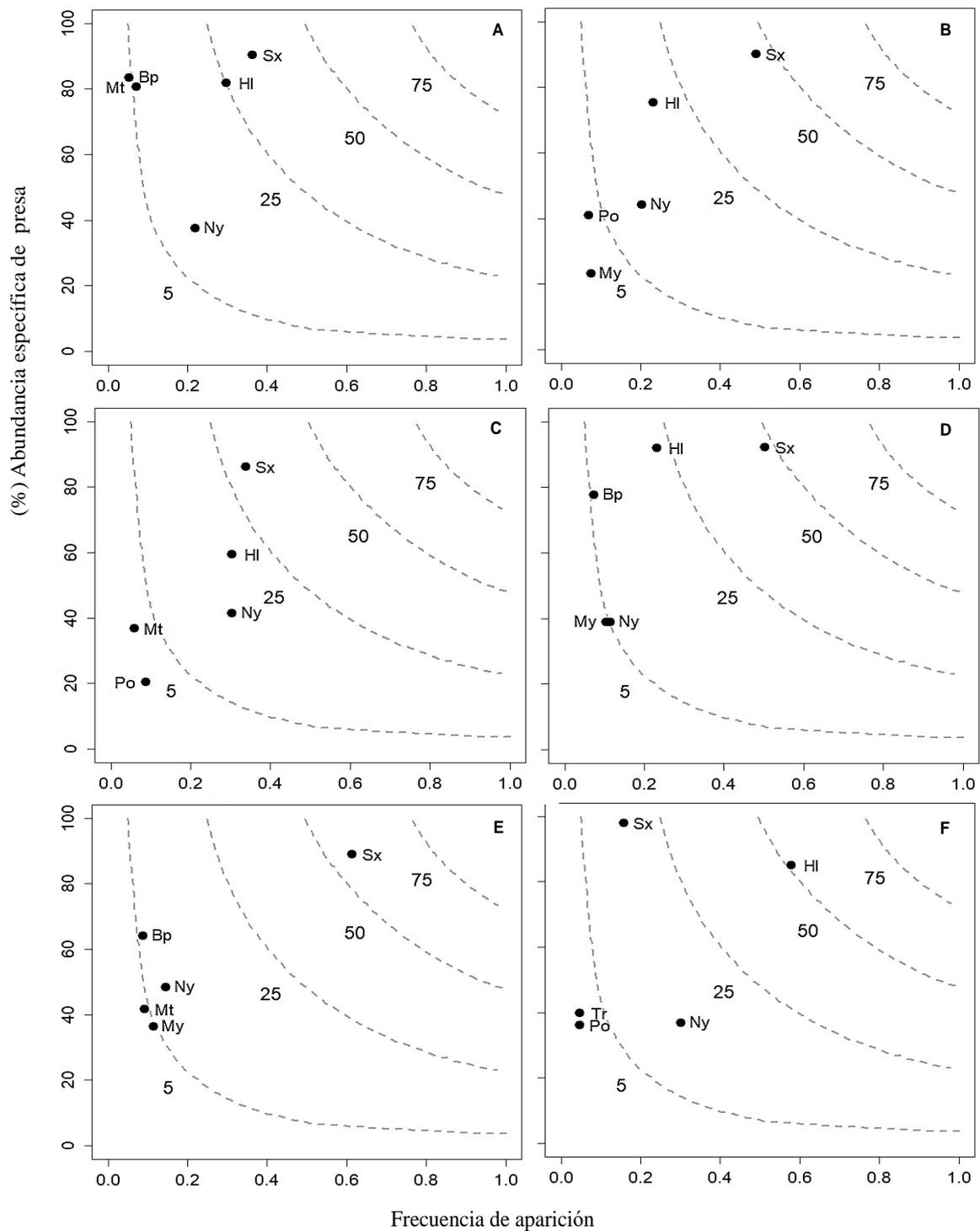


**Figura 9.** Estrategia alimentaria general del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía. El eje horizontal (x) es la frecuencia de aparición de las presas en estómagos. El eje vertical (y) indica la abundancia en número de las presas. En círculos negros se representan los principales recursos tróficos (95%): *Sardinops sagax* (Sx), *Harengula thrissina* (HI), *Nyctiphanes simplex* (Ny), *Bentosema panamense* (Bp), *Triphoturus* spp. (Tr), *Munida tenella* (Mt), Myctophidae (My), *Portunus xantusii* (Po). Las isolíneas marcan el porcentaje de contribución de las presas en la alimentación (5-75%).

Al graficar sólo las cinco principales presas que acumularon el 90% de la alimentación, en el caso de las hembras y machos del huachinango, se observó que *S. sagax*, *H. thrissina* y *N. simplex* fueron las presas de mayor abundancia específica y frecuencia porcentual. En tanto presas como *M. tenella* y *B. panamense*, en el caso de las hembras, los mictófididos y los crustáceos *P. xantusii* en el caso de los machos, no fueron presas frecuentes, pero si abundantes (Fig. 10 A, B).

En el caso de los individuos inmaduros y maduros de huachinango del Pacífico, las presas más importantes porcentualmente en abundancia específica y frecuencia fueron *S. sagax*, *H. thrissina* y *N. simplex*. Por otra parte, las presas *P. xantusii* y *M. tenella* en el caso de los inmaduros, no fueron tan frecuentes, pero si importantes en abundancia (número y biomasa), lo mismo que un grupo de mictófididos no identificados y *B. panamense* en estómagos de los huachinangos maduros (Fig 10 C, D).

Finalmente, en las distintas estaciones se observó, un diferente patrón trófico, así en la estación cálida, se observó que el recurso más abundante y frecuente en los estómagos de huachinango del Pacífico fueron las sardinas *S. sagax*, mientras que *N. simplex*, Myctophidae, *B. panamense* y *M. tenella*, fueron las presas de menor frecuencia y abundancia. Caso contrario con la estación fría, en donde los recursos más abundantes y frecuentes fueron *H. thrissina*, *N. simplex* y *S. sagax*, mientras que con una menor frecuencia y abundancia se registraron *P. xantusii* y *Triphoturus* spp. (Fig. 10 E, F).

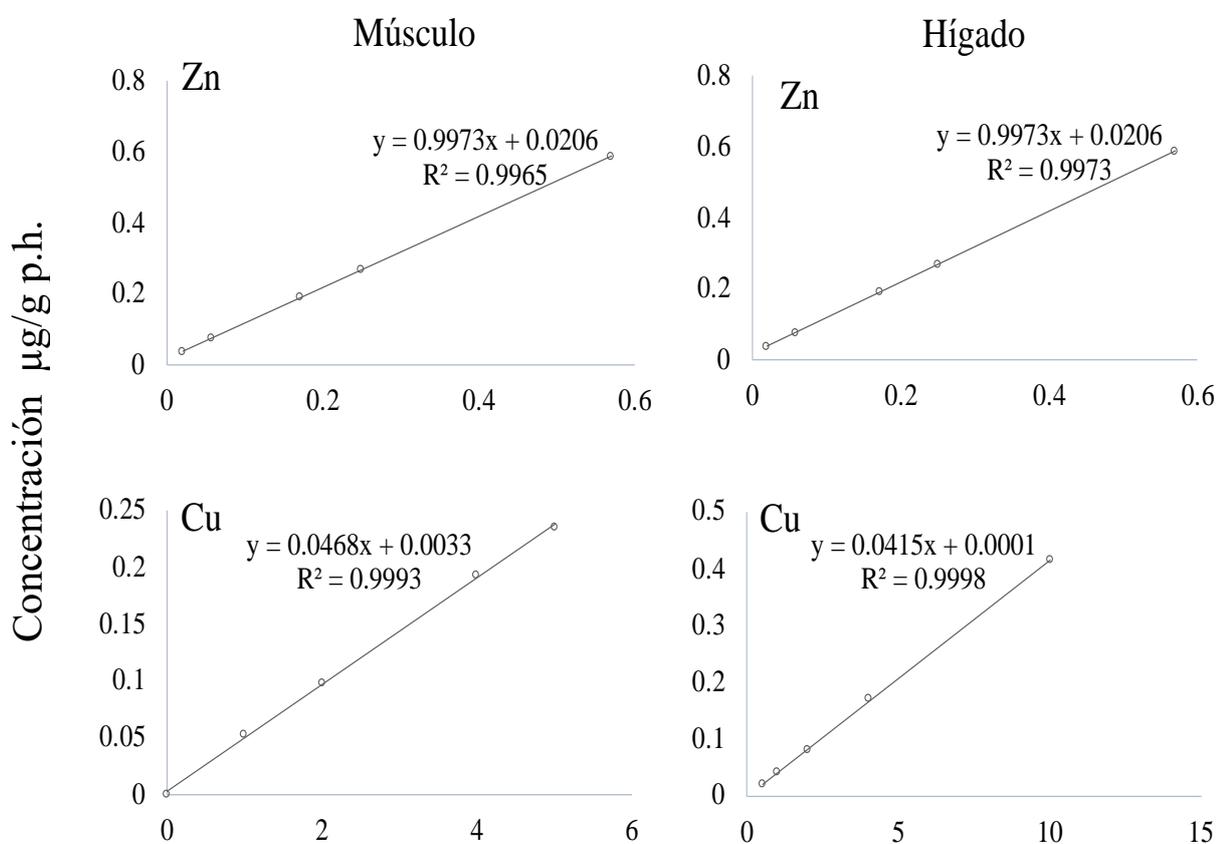


**Figura 10.** Estrategia alimentaria del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía. A. hembras, B. machos, C. sexualmente Inmaduros, D. maduros, E. estación cálida y F. estación fría. En círculos, los principales recursos tróficos (95%): (Sx) *Sardinops sagax*, (HI) *Harengula thrissina* (Ny), *Nyctiphanes simplex*, (Bp) *Benthosema panamense*, (Tr) *Triphoturus* spp. (Mt) *Munida tenella*, (My) Myctophidae, (Po) *Portunus xantusii*. Las isolíneas marcan el porcentaje de contribución de las presas en la alimentación (5-75%).

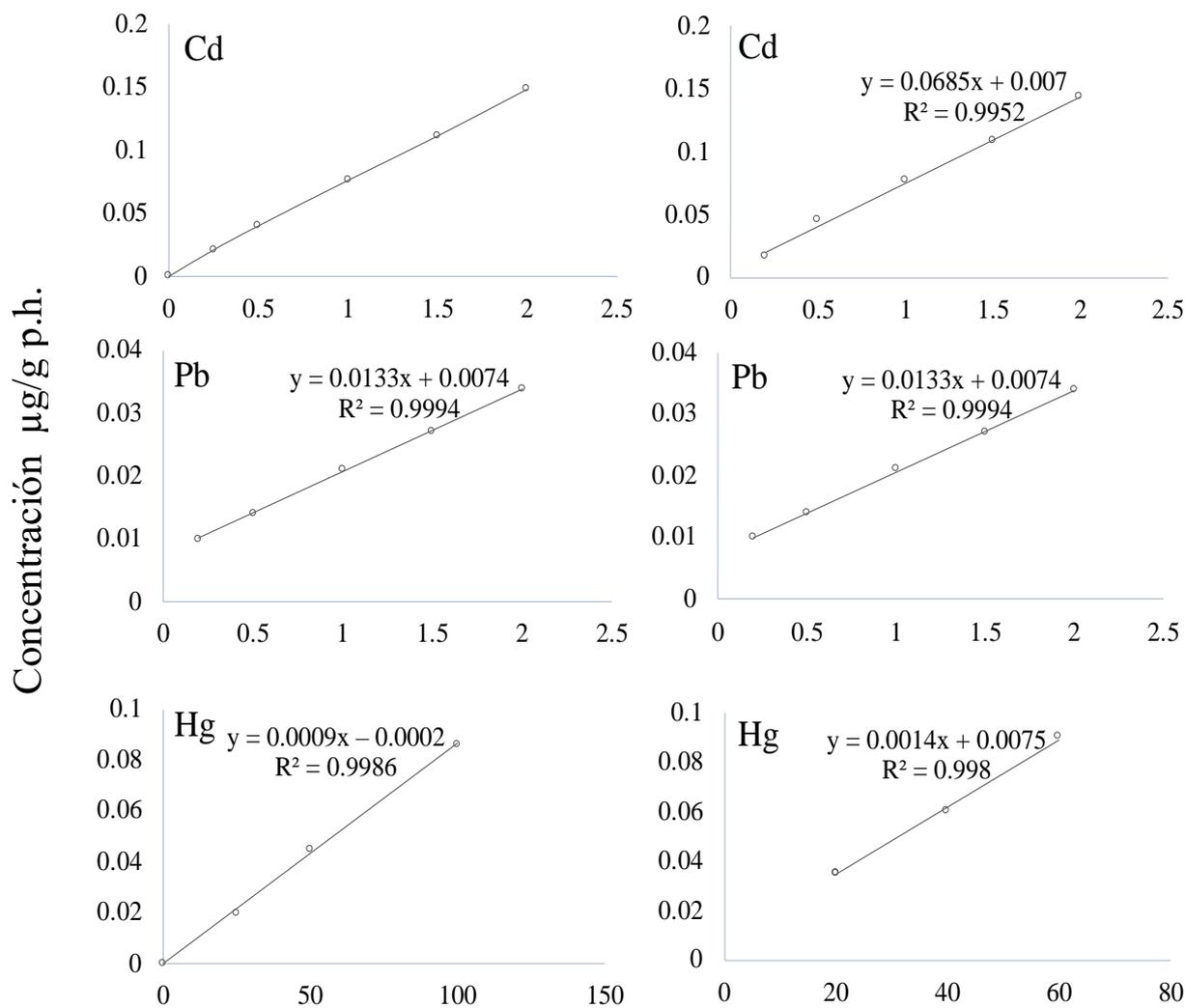
## 7.2. Evaluación ecotoxicológica del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía

### 7.2.1. Validación del método

Se obtuvo un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) mayor a 0.997 en estándares de muestras ( $n=10$ ) (Figs. 11 y 12) y los porcentajes de recuperación de metales a partir del material biológico certificado fueron altos (89-106%) (Tabla V), por lo cual se pudo validar que el método fue el óptimo para las lecturas metálicas realizadas a partir del material biológico de huachinango del Pacífico.



**Figura 11.** Regresiones lineales ajustadas para metales esenciales a partir de los estándares de muestra. Las unidades están referidas en  $\mu\text{g/g}$ . Cada punto indica las distintas disoluciones, desde la menor a mayor concentración con los estándares



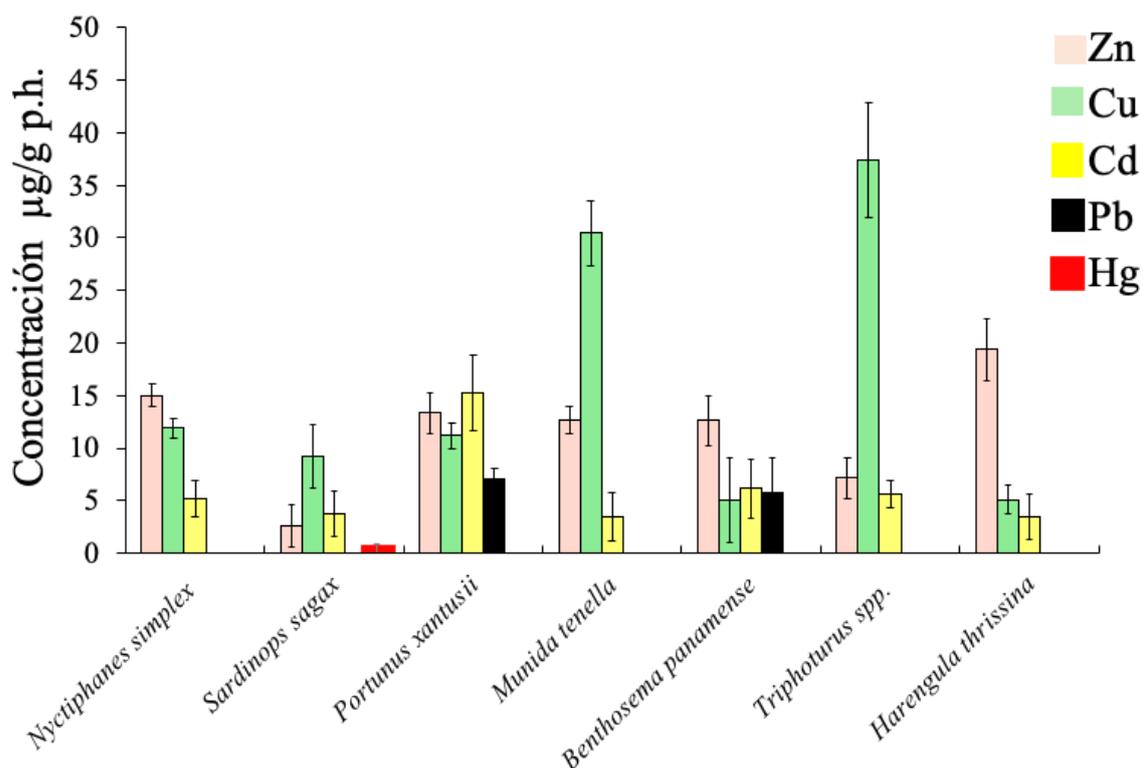
**Figura 12.** Regresiones lineales ajustadas para metales no esenciales a partir de los estándares de muestra. Las unidades están referidas en µg/g. Cada punto indica las distintas disoluciones, desde la menor a mayor concentración con los estándares

**Tabla V.** Porcentajes de recuperación de metales obtenido a partir del material certificado; respectivamente músculo e hígado de *Lachnolaimus maximus* (DORM-3 y DOLT-4).

	DORM – 3 Mg/Kg			DOLT- 4 Mg/Kg		
	Certificado	Obtenido	%	Certificado	Obtenido	%
Zn	25.60±2.30	24.68±2.12	96	86.6±2.40	82.5±5.23	95
Cu	15.34±0.40	14.20±0.30	92	31.20±1.00	28.19±2.54	90
Cd	0.30±0.01	0.29±0.01	96	19.4±0.60	18.86±0.74	97
Pb	0.065±0.01	0.058±0.02	89	0.32±0.05	0.34±0.04	106
Hg	4.64±0.26	4.60±0.25	99	3.37±0.14	3.36±0.10	99

### 7.2.2. Biomagnificación del cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg)

De acuerdo a los análisis de contenido estomacal, más de 90% de la dieta general del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía se constituyó, por siete ítems presa, de estos, las mayores concentraciones de metales fueron obtenidas por el crustáceo *Munida tenella* (Cu  $30.46 \pm 3.09 \mu\text{g/g}$ ), el pez mesopelágico *Triphoturus* spp. (Cu  $37.40 \pm 5.5 \mu\text{g/g}$ ) y la sardina *Harengula thrissina* (Zn  $19.35 \pm 3.0 \mu\text{g/g}$ ), en tanto las mayores concentraciones de metales no esenciales correspondieron al crustáceo *Portunus xantusii* (Cd  $15.24 \pm 3.6 \mu\text{g/g}$ ), (Pb  $7.06 \pm 0.98 \mu\text{g/g}$ ), el pez mesopelágico *Benthoosema panamense* (Pb  $5.71 \pm 0.85 \mu\text{g/g}$ ) y la sardina *Sardinops sagax* (Hg  $0.0002 \pm 0.9$ ) (Fig. 13).



**Figura 13.** Concentraciones de metales pesados en presas principales de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, B.C.S., México. Unidades referidas en microgramos por gramo de peso húmedo ( $\mu\text{g/g p.h.}$ ). Los datos son la representación de la mediana más menos el intervalo de confianza de 95% ( $\text{Md} \pm \text{IC}$ ).

De acuerdo al factor de biomagnificación clásico, se transfirieron sólo el zinc (Zn) y el mercurio (Hg). El Zn fue transferido por *N. simplex*  $FB Zn=1.93$ , *S. sagax*  $FB Zn=10.91$  y *Triphoturus* spp.  $FB Zn= 4.04$ , mientras que el Hg sólo fue transferido por *S. sagax*  $FB Hg= 2.08$  (Tabla VI).

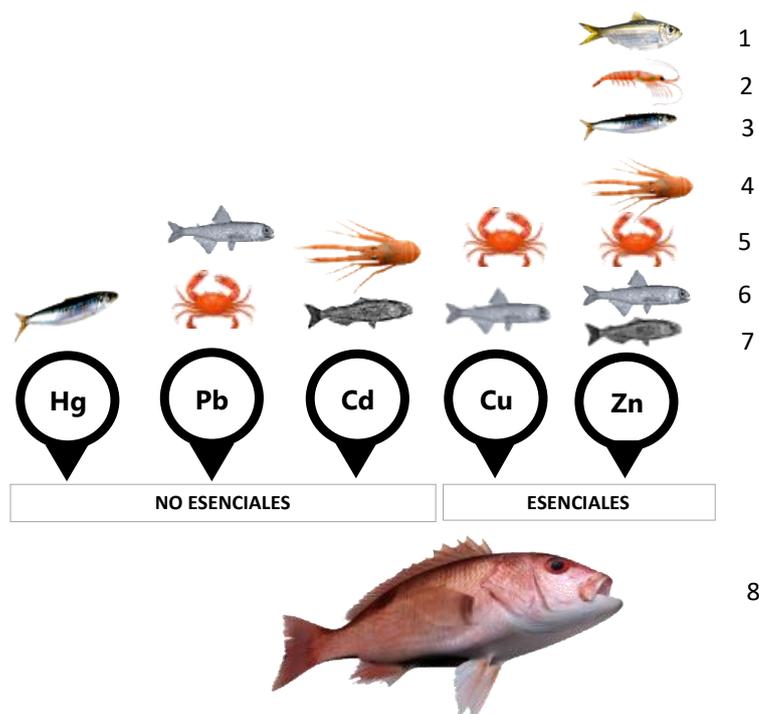
De acuerdo al factor de biomagnificación que incluyó el índice trófico %PSIRI, además del Zn y el Hg, también fueron transferidos el Cu, el Cd y el Pb. Las presas responsables de la transferencia de todos estos metales, fueron, con respecto a metales esenciales fueron los siguientes: *B. panamense* ( $FB Cu=1.73$ ,  $Zn=68.66$ ), *P. xantusii* ( $FB Cu= 0.80$ ,  $Zn=65.85$ ), *Triphoturus* spp. ( $FB Zn= 221.74$ ) y *M. tenella* ( $FB Zn=65.33$ ). En el caso de los metales no esenciales, estos fueron transferidos por *P. xantusii* ( $FB Pb=4.32$ ), *B. panamense* ( $FB Pb=5.28$ ) y *S. sagax* ( $FB Hg=5.65$ ), mientras *Triphoturus* spp. ( $FB Cd=0.82$ ) y *M. tenella* ( $FB Cd=0.71$ ), también fueron transferidos dado que, estuvieron cercanos a la unidad (Tabla VI) (Fig. 14).

Finalmente al considerar la tercera aproximación del factor de bioamagnificación, considerando la biomasa de las presas, se obtuvieron resultados parecidos a los obtenidos con el %PSIRI. Así las presas que transfirieron metales esenciales fueron *B. panamense* ( $FB Cu= 1.82$   $Zn=72.18$ ), *Triphoturus* spp. ( $FB Zn=183.05$ ), *P. xantusii* ( $FB Zn= 66.42$ ) y *M. tenella* ( $FB Zn=63.70$ ). En el caso de los metales no esenciales, estos fueron transferidos por *B. panamense* ( $FB Pb=5.39$ ), *P. xantusii* ( $FB Pb=4.36$ ) y *S. sagax* ( $FB Hg=5.50$ ) (Tabla VI) (Fig. 14).

**Tabla VI.** Factor de biomagnificación (FB) desde las presas hacia el huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, de acuerdo a la aproximación clásica de Gray (2002) y aquellas que emplean el índice trófico (%PSIRI) y valores de biomasa de las presas (%W) (Irigoyen-Arredondo, 2018).

Presas	FB (Gray, 2002)					FB empleando %PSIRI						FB empleando biomasa %W de presas					
	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg	%PSIRI	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg	%W	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg
<i>Nyctiphanes simplex</i>	0.02	*1.93	0.02	0	0	15.93	0.15	*12.11	0.10	0	0	13.57	0.18	*14.21	0.12	0	0
<i>Sardinops sagax</i>	0.03	*10.91	0.02	0	*2.08	36.91	0.09	*29.57	0.06	0	*5.65	37.87	0.08	*28.82	0.06	0	*5.50
<i>Portunus xantusii</i>	0.03	*2.17	0.01	0.14	0	3.30	0.80	*65.85	0.17	*4.32	0	3.27	0.80	*66.42	0.17	*4.36	0
<i>Munida tenella</i>	0.01	*2.29	0.02	0	0	3.51	0.27	*65.33	0.71	0	0	3.59	0.27	*63.70	0.69	0	0
<i>Benthoosema panamense</i>	0.06	*2.29	0.01	0.17	0	3.34	*1.73	*68.66	0.42	*5.28	0	3.17	*1.82	*72.18	0.44	*5.39	0
<i>Triphoturus spp.</i>	0.01	*4.04	0.02	0	0	1.83	0.43	*221.74	0.82	0	0	2.21	0.35	*183.05	0.68	0	0
<i>Harengula thrissina</i>	0.06	*1.49	0.02	0	0	23.06	0.25	*6.47	0.11	0	0	23.98	0.24	*6.22	0.10	0	0

\*Valores >1 indican transferencia trófica de metales



**Figura 14.** Lista de presas (1. *Harengula thrissina*, 2. *Nyctiphanes simplex*, 3. *Sardinops sagax*, 4. *Munida tenella*, 5. *Portunus xantusii*, 6. *Benthosema panamense*, 7. *Triphoturus* spp.) con factor de biomagnificación igual o superior a la unidad y que por tanto, transfirieron cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg) hacia el huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* (8) en el puerto minero de Santa Rosalía.

### 7.2.3. Bioacumulación de cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg)

Los valores de metales en hígado y músculo de huachinango del Pacífico correspondieron a registros de la mediana más menos los intervalos de confianza (IC) de 95% ya que por las características de las bases de datos estos fueron los mejores descriptores. Las unidades correspondieron a microgramo/gramo de peso húmedo ( $\mu\text{g/g p.h.}$ ) para comparativas con los límites establecidos por normas a nivel nacional (Norma Oficial Mexicana de productos marinos NOM-242-SSA1-2009), e internacionales, como por ejemplo la normativa del Reino Unido (UK-EEA) y Estados Unidos (US-EPA, WHO).

De forma general considerando tejido muscular y hepático de huachinango del Pacífico, los metales se concentraron de acuerdo al siguiente patrón de mayor a menor magnitud  $Zn > Cu > Pb > Cd > Hg$ . Específicamente, en músculo, se encontró mayor bioacumulación de zinc ( $Zn 9.5 \pm 9.1 \mu\text{g/g p.h.}$ ) y mercurio ( $Hg 0.05 \pm 0.02 \mu\text{g/g p.h.}$ ), mientras que en hígado, mayor bioacumulación de cobre ( $Cu 4.9 \pm 2.8 \mu\text{g/g p.h.}$ ), plomo ( $Pb 3.3 \pm 2.3 \mu\text{g/g p.h.}$ ) y cadmio ( $Cd 1.8 \pm 0.6 \mu\text{g/g p.h.}$ ), que incluso, considerando algunas categorías superaron valores límites permisibles para el consumo humano, según la norma UK-EEA, US-EPA y NOM-242 (Tabla VII).

Particularmente en hembras, se obtuvieron valores altos de zinc en músculo e hígado respectivamente ( $Zn 10.8 \pm 10.3$ ;  $5.8 \pm 5.7 \mu\text{g/g p.h.}$ ) y cobre en hígado ( $Cu 5.1 \pm 2.7 \mu\text{g/g p.h.}$ ). Los machos por su parte, concentraron en hígado mayores niveles de cadmio ( $Cd 1.7 \pm 1.1 \mu\text{g/g p.h.}$ ) y mercurio ( $Hg 0.03 \pm 0.05 \mu\text{g/g p.h.}$ ) (Tabla VII), (Figs.15 y16).

En organismos maduros sexualmente, se observó mayor tendencia a concentrar tanto metales esenciales como no esenciales en el músculo ( $Zn 11.3 \pm 11.0 \mu\text{g/g p.h.}$ ) y en el hígado ( $Zn 5.1 \pm 2.3$ ;  $Cu 6.2 \pm 3.2$ ;  $Pb 4.8 \pm 3.9$ ;  $Cd 1.9 \pm 0.8 \mu\text{g/g p.h.}$ ). Tabla (VII), (Figs.15 y16).

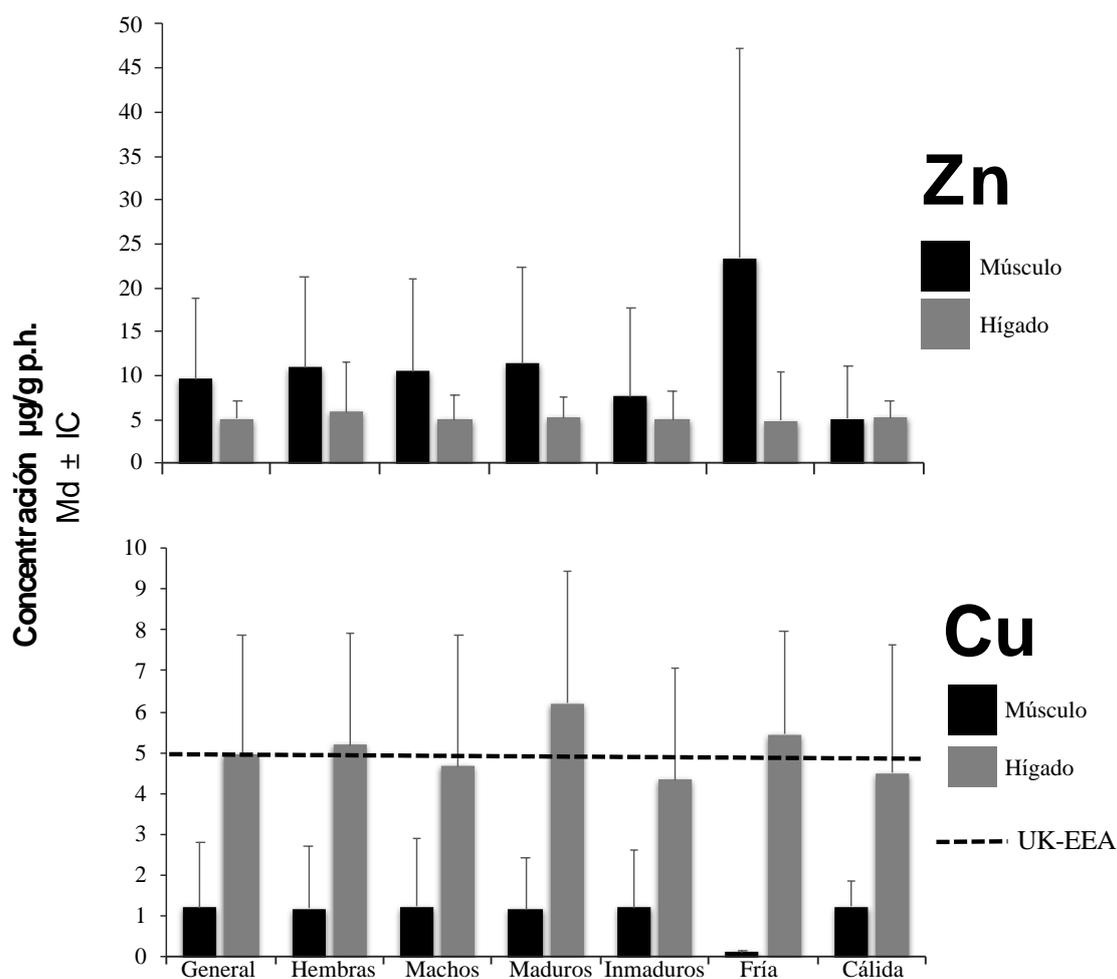
Respecto a las estaciones, en temporada fría, sólo metales esenciales alcanzaron niveles máximos en el músculo ( $Zn 23.3 \pm 23.9 \mu\text{g/g p.h.}$ ) y en el hígado ( $Cu 5.4 \pm 2.5 \mu\text{g/g p.h.}$ ). Mientras que en cálida, se alcanzaron máximos niveles en ambos tejidos tanto de esenciales (músculo:  $Cu 1.2 \pm 0.6 \mu\text{g/g p.h.}$  - hígado:  $Zn 5.1 \pm 2.0 \mu\text{g/g p.h.}$ ), como no esenciales (músculo:  $Pb 1.1 \pm 1.9 \mu\text{g/g p.h.}$  - hígado:  $Pb 4.7 \pm 2.3$ ;  $Cd 1.9 \pm 1.5 \mu\text{g/g p.h.}$ ) (Tabla VII), (Figs. 15 y 16).

Finalmente, entre las diferentes categorías analizadas del huachinango del Pacífico, se registraron diferencias significativas en las concentraciones tanto en el músculo y en el hígado (Tabla VIII).

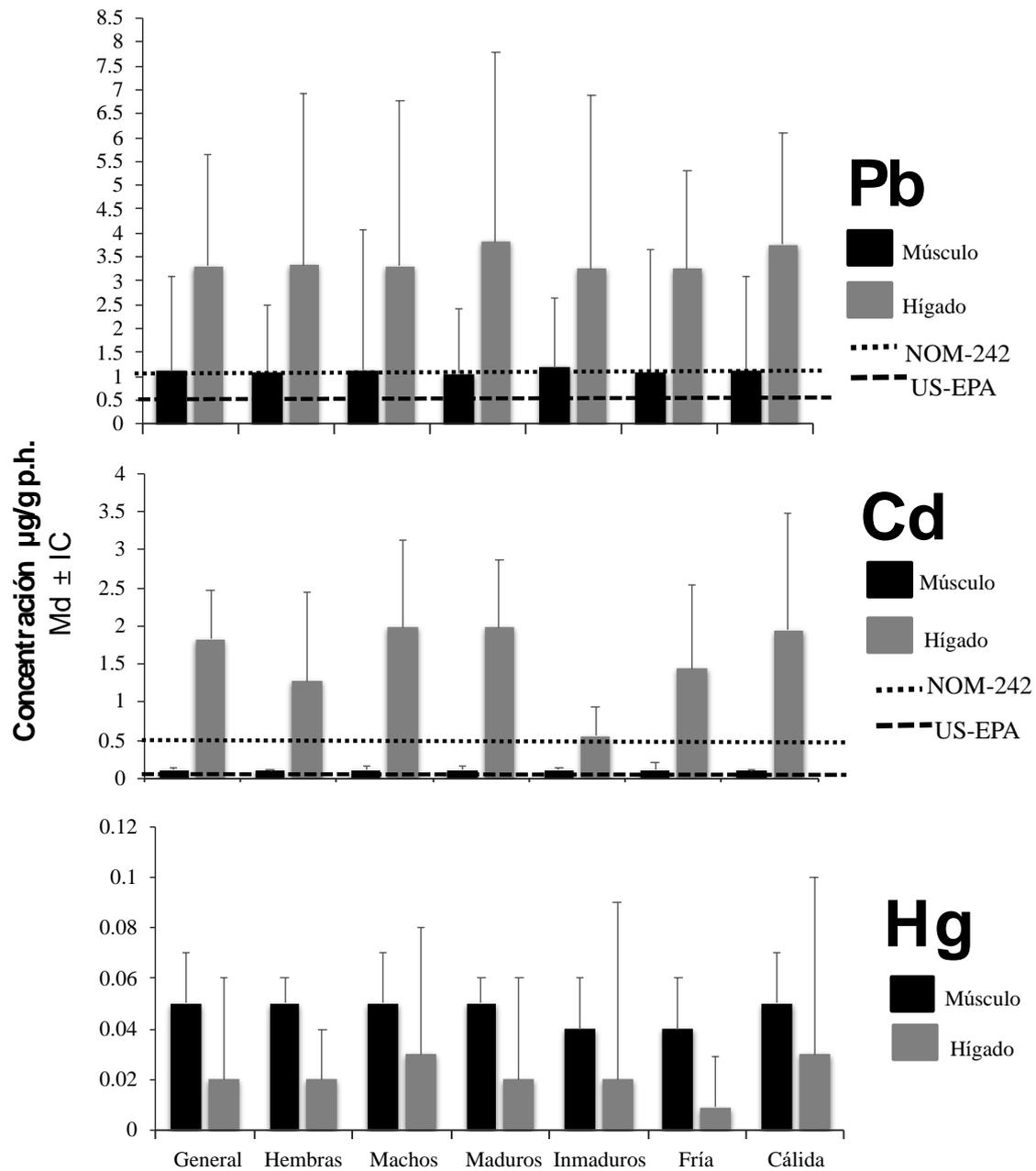
**Tabla IV.** Concentraciones de metales en el huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía (Mediana±IC 95%). Las unidades están expresadas en microgramo/gramo peso húmedo (µg/g p.h.).

	MÚSCULO						HÍGADO						
	<i>n</i>	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg	<i>n</i>	Zn	Cu	Pb	Cd	<i>n</i>	Hg
<b>General</b>	453	9.5±9.1	1.1±1.6	1.1±1.9	0.10±0.04	0.05±0.02	120	5.1±2.0	4.9±2.8	3.3±2.3	1.8±0.6	35	0.02±0.04
min-max		0.56-287.8	0-22.1	0-13.9	0-0.04	0.008-0.17		0-13.4	1.6-51.4	0-19.2	0-16.2		0-0.08
<b>Hembras</b>	233	10.8±10.3	1.1±1.5	1.0±1.4	0.10±0.02	0.05±0.01	59	5.8±5.7	5.1±2.7	3.3±3.6	1.2±1.1	19	0.02±0.02
min-max		0.6-255.6	0-22.1	0-13.9	0-0.27	0.02-0.15		0-13.4	1.8-51.4	0-19.2	0-9.8		0-0.08
<b>Machos</b>	168	10.4±10.5	1.2±1.7	1.1±2.9	0.10±0.06	0.05±0.02	43	5.0±2.6	4.6±3.2	3.3±3.4	1.7±1.1	13	0.03±0.05
min-max		0.5-287.8	0-6.4	0-12	0-0.40	0.01-0.17		0-11.2	1.6-17.1	0-13.8	0-16.2		0-0.08
NA	52						18					3	
<b>Maduros</b>	198	11.3±11.0	1.1±1.2	1.0±1.3	0.10±0.05	0.05±0.01	61	5.1±2.3	6.2±3.2	4.8±3.9	1.9±0.8	22	0.02±0.04
min-max		0.5-287.8	0-22.1	0-11.3	0-0.40	0.01-0.17		0-11.1	1.8-51.4	0-19.2	0-16.2		0-0.08
<b>Inmaduros</b>	255	7.6±10.0	1.2±1.3	1.1±1.4	0.10±0.04	0.04±0.02	59	5.0±3.2	4.3±2.7	3.2±3.6	0.5±0.3	13	0.02±0.07
min-max		0.8-276.1	0-6.4	0-13.9	0-0.39	0.008-0.15		0-13.4	1.6-10.9	0-13.5	0-1.4		0-0.08
<b>Estación cálida</b>	246	5.0±5.9	1.2±0.6	1.1±1.9	0.10±0.02	0.05±0.02	59	5.1±2.0	4.5±3.1	4.7±2.3	1.9±1.5	26	0.03±0.07
min-max		0.5-87.8	0-6.4	0-13.9	0-0.27	0.01-0.17		0-11.2	1.9-15.8	0-19.2	0-10.4		0-0.08
<b>Estación fría</b>	207	23.3±23.9	0.1±0.02	1.0±2.5	0.10±0.11	0.04±0.02	61	4.9±5.4	5.4±2.5	3.2±2.0	1.4±1.0	9	0.009±0.02
min-max		1.5-276.1	0-22.1	0-12	0-0.40	0.008-0.10		0-13.4	1.6-51.4	0-13.8	0-16.2		0-0.04

Normas	Zn µg/g	Cu µg/g	Pb µg/g	Cd µg/g	Hg µg/g
NOM-242-SSA1-2009	*	*	1	0.5	1
US-EPA, FDA	*	*	0.5	0.05	0.5-1
UK-EEA food standards	50	5	0.5	0.05	1
NA = Sexo no asignado					



**Figura 11.** Niveles de metales esenciales (Mediana $\pm$ IC) en el músculo y el hígado de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, de forma general, así como por categoría (sexos, madurez sexual y estación climática). Las líneas indican los límites permisibles para consumo humano establecidos por las legislaciones. Todas las unidades están referidas en microgramo sobre gramo peso húmedo ( $\mu\text{g/g p.h.}$ )



**Figura 12.** Niveles de metales no esenciales (Mediana  $\pm$  IC) en el músculo y el hígado de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, de forma general, así como por categoría (sexos, madurez sexual y estación climática). Las líneas indican los límites permisibles para consumo humano establecidos por las legislaciones. Todas las unidades están referidas en microgramo sobre gramo peso húmedo ( $\mu\text{g/g p.h.}$ ).

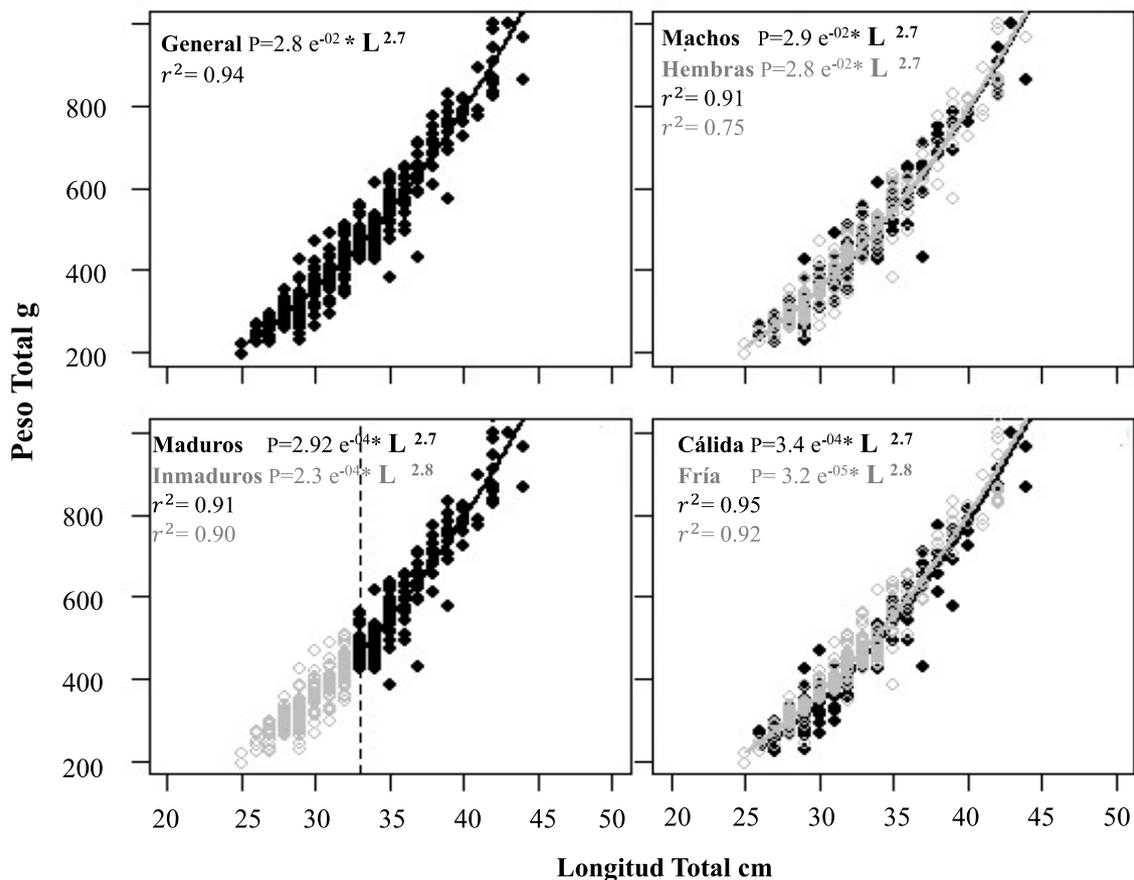
**Tabla VIII.** Resultados del test de Wicolxon, para analizar posibles diferencias entre concentraciones de metales entre distintas categorías de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía. El estadístico de Bartlett se empleó para probar el supuesto de homogeneidad de varianzas (igualdad de varianzas). El número de muestra varió en función a la disponibilidad de tejido.

Músculo	Categorías	Bartlett P	Wicolxon P	Diferente	Hígado	Bartlett P	Wicolxon P	Diferente
<b>Cu</b> n=453	Sexos	<0.05	<0.05	si	<b>Cu</b> n=120	<0.05	<0.05	si
	Madurez sexual	<0.05	<0.05	si		<0.05	<0.05	si
	Estación climática	<0.05	<0.05	si		<0.05	<0.05	si
<b>Zn</b> n=453	Sexos	0.89	<0.05	si	<b>Zn</b> n=120	<0.05	<0.05	si
	Madurez sexual	<0.05	<0.05	si		<0.05	<0.05	si
	Estación climática	0.81	<0.05	si		<0.05	<0.05	si
<b>Pb</b> n=453	Sexos	<0.05	<0.05	si	<b>Pb</b> n=120	0.40	<0.05	si
	Madurez sexual	<0.05	<0.05	si		0.15	<0.05	si
	Estación climática	0.14	<0.05	si		<0.05	<0.05	si
<b>Cd</b> n=453	Sexos	<0.05	<0.05	si	<b>Cd</b> n=120	<0.05	<0.05	si
	Madurez sexual	0.59	<0.05	si		<0.05	<0.05	si
	Estación climática	0.89	<0.05	si		<0.05	<0.05	si
<b>Hg</b> n=78	Sexos	0.61	<0.05	si	<b>Hg</b> n=36	0.93	<0.05	si
	Madurez sexual	0.79	<0.05	si		0.79	<0.05	si
	Estación climática	<0.05	<0.05	si		<0.05	<0.05	si

### 7.3. Relación longitud-peso e índices morfofisiológicos en huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía

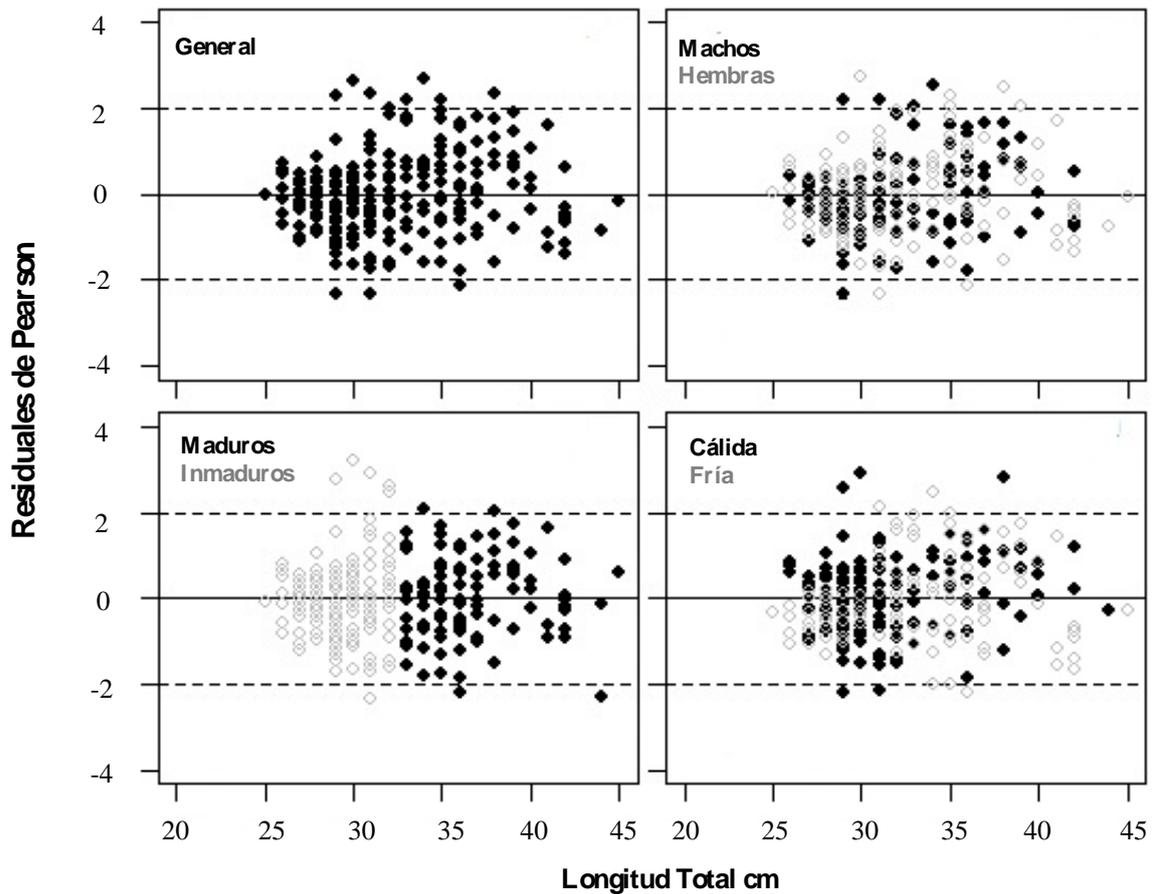
#### 7.3.1. Tipo de crecimiento del huachinango del Pacífico de acuerdo a la relación longitud-peso

Al modelar la relación de las variables longitud total con peso total del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, fue posible obtener el parámetro  $b$ , el cual es la elevación de la longitud total de acuerdo a la ecuación en dónde se relaciona el peso con la longitud e indica el patrón de crecimiento. Este, en general fue de  $b=2.7 \pm IC 2.74-2.80$ . En tanto las categorías variaron de  $b=2.7-2.8$ . Lo que resultó en un patrón de crecimiento alométrico negativo (Fig. 17).



**Figura 13.** Relación longitud peso de *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía.  $P$  es el peso total (g);  $L$  la longitud total (cm).

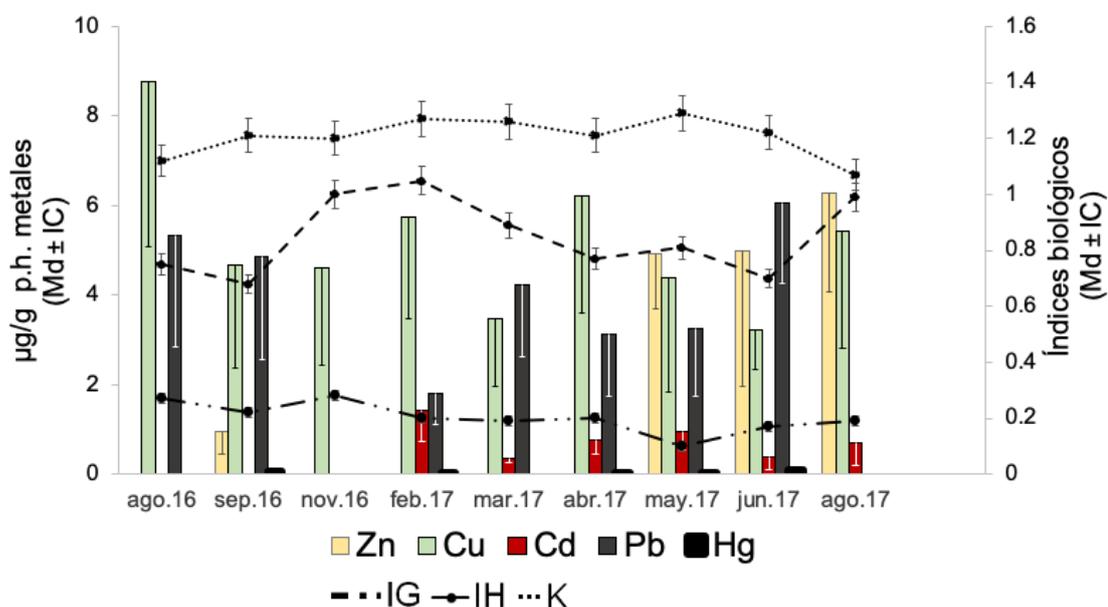
Los residuales de peso y longitud corroboraron los supuestos de normalidad y homocedasticidad, ya que la mayoría de valores estuvieron dentro del área que asegura que los datos son cercanos a cero. Asimismo se determinó que en todas las categorías el crecimiento fue alométrico negativo, sin formación de grupos por encima del intervalo de -2 a 2 (Fig. 18).



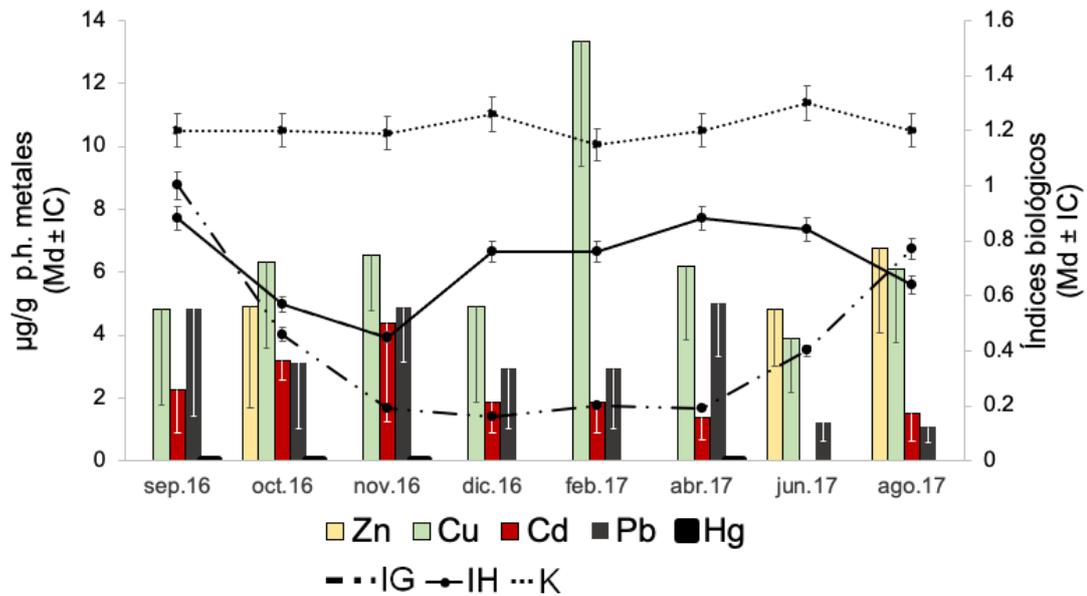
**Figura 14.** Análisis de los residuales obtenidos a partir de la relación de la longitud con el peso de los huachinangos del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía.

### 7.3.2. Condición de salud del huachinango del Pacífico vs niveles de metales en hígado

En lo que respecta a los índices morfofisiológicos, gonadosomático (IG), hepatosomático (IH) y de condición somática (K) en ejemplares juveniles de huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, que se analizaron, presentaron pocas fluctuaciones durante el período de estudio, excepto, la condición hepática (IH) la cual registró valores bajos conforme aumentaban las concentraciones de plomo y cadmio en el hígado durante agosto y septiembre (2016) y de abril a junio (2017) (Fig. 19). En ejemplares maduros de huachinango del Pacífico, se observó mayor fluctuación en los índices. El IG mostró dos picos en septiembre 2016 y agosto 2017, meses, en los que el IH se ubicó por debajo, este último índice, además, obtuvo consecutivamente en octubre y noviembre (2016) valores bajos con respecto a los más altos niveles de Pb y Cd en el hígado. En el caso del factor *K*, no mostró un patrón definido frente a las concentraciones de metales (Fig. 20).



**Figura 15.** Concentraciones de metales en el hígado de ejemplares inmaduros de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, a lo largo del período de muestreo (en barras). Las líneas punteadas muestran los valores obtenidos para los índices morfofisiológicos: gonadosomático (IG), hepatosomático (IH) y factor de condición somática (K). Las unidades se representaron en microgramo por gramo de peso húmedo ( $\mu\text{g/g p.h.}$ ) y corresponden a la mediana de los datos con su respectivo intervalo de confianza de 95% ( $\text{Md} \pm \text{IC}$ ).



**Figura 16.** Concentraciones de metales en el hígado de ejemplares maduros de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, a lo largo del período de muestreo (en barras). Las líneas punteadas muestran los valores obtenidos para los índices morfofisiológicos: gonadosomático (IG), hepatosomático (IH) y factor de condición somática (K). Las unidades se representaron en microgramo por gramo de peso húmedo ( $\mu\text{g/g p.h.}$ ) y corresponden a la mediana de los datos con su respectivo intervalo de confianza de 95% ( $\text{Md} \pm \text{IC}$ ).

### 7.3.3. Correlación entre metales en hígado e indicadores morfofisiológicos

Adicionalmente, al realizar el análisis de Spearman ( $\rho$ ) para ejemplares juveniles de huachinango del Pacífico, la correlación entre índices morfofisiológicos y los metales en hígado, dejaron ver principalmente correlaciones negativas ( $P < 0.05$ ). Así, por ejemplo, se encontró correlación negativa entre la condición de la gónada (IG) y la condición somática (K). Esta misma correlación negativa ocurrió entre la condición hepática (IH) y metales no esenciales como el plomo (Pb) y el mercurio (Hg). Es decir, ante aumento de niveles de ambos metales, la condición hepática decreció (Pb-IH  $\rho = -0.85$ ; Hg-IH  $\rho = -0.58$ ). Lo mismo ocurrió entre la condición somática y el cobre (Cu-K  $\rho = -0.51$ ) y condición de gónada y niveles de cadmio (Cd-IG  $\rho = -0.61$ ). E incluso, entre metales esenciales y no esenciales se dieron correlaciones negativas, es decir, ante el aumento de uno de ellos el otro disminuyó (Hg-Cu  $\rho = -0.44$ ). Finalmente, la única correlación positiva se estableció entre metales no esenciales (Hg-Pb  $\rho = 0.58$ ), es decir si uno aumenta, el otro también (Tabla IX).

En la mayoría de los ejemplares sexualmente maduros del huachinango del Pacífico, se obtuvieron correlaciones negativas. Estas se establecieron entre la condición del hígado y de la gónada (IH-IG  $\rho = -0.46$ ). Así como, entre metales esenciales y no esenciales con la condición somática, hepática y gonádica: (Cu-IH  $\rho = -0.58$ ; Cu-K  $\rho = -0.75$ ; Cd-IH  $\rho = -0.77$ ; Cd-IG  $\rho = -0.57$ ; Pb-K  $\rho = -0.50$ ), excepto entre el zinc y la condición de la gónada, donde sucedió una correlación positiva (Zn-IG  $\rho = 0.69$ ). Finalmente, entre metales no esenciales y esenciales se registraron correlaciones negativas (Pb-Zn  $\rho = -0.78$ ) y correlaciones positivas entre los no esenciales (Pb-Cd  $\rho = 0.58$ ; Hg-Pb  $\rho = 0.65$ ) (Tabla X).

**Tabla IV.** Matriz de correlación de Spearman ( $\rho$ ), para probar la relación entre la concentración de metales en el hígado de ejemplares inmaduros de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* provenientes del puerto minero de Santa Rosalía, e indicadores morfofisiológicos: gonadosomático (IG); hepatosomático (IH) y factor de condición somática (K); así como la posible relación entre los distintos metales. Un  $p$  valor  $<0.05$  denota una correlación distinta a cero al 95% de confianza.

	IH	K	IG	Zn	Cu	Cd	Pb	Hg
IH	1							
K	-0.04	1						
IG	0.14	<b>-0.48</b>	1					
Zn	-0.07	0.24	0.3	1				
Cu	-0.01	<b>-0.51</b>	0.30	-0.35	1			
Cd	0.36	0.37	<b>-0.61</b>	0.23	-0.05	1		
Pb	<b>-0.85</b>	0.23	-0.15	-0.08	-0.02	-0.31	1	
Hg	<b>-0.58</b>	0.21	-0.20	0.25	<b>-0.44</b>	-0.14	<b>0.58</b>	1

**Correlación significativa ( $P < 0.05$ )**

**Tabla X.** Matriz de correlación de Spearman ( $\rho$ ), para probar la relación entre la concentración de metales en el hígado de ejemplares maduros de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* provenientes del puerto minero de Santa Rosalía, e indicadores morfofisiológicos: gonadosomático (IG); hepatosomático (IH) y factor de condición somática (K); así como la posible relación entre los distintos metales. Un  $p$  valor  $<0.05$  denota una correlación distinta a cero al 95% de confianza.

	IH	K	IG	Zn	Cu	Cd	Pb	Hg
IH	1							
K	0.29	1						
IG	<b>-0.46</b>	-0.04	1					
Zn	0.23	0.29	<b>0.69</b>	1				
Cu	<b>-0.58</b>	<b>-0.75</b>	-0.33	-0.28	1			
Cd	<b>-0.77</b>	0.28	<b>-0.57</b>	-0.30	0.16	1		
Pb	0.01	<b>-0.50</b>	-0.12	<b>-0.78</b>	0.04	<b>0.58</b>	1	
Hg	0.14	-0.26	0.04	-0.18	-0.16	0.23	<b>0.65</b>	1

**Correlación significativas ( $P<0.05$ )**

#### **7.4.Recomendaciones y riesgo a la salud humana por consumo de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía**

##### 7.4.1. Ingesta recomendada de minerales esenciales de acuerdo a niveles en filete

De acuerdo a los resultados obtenidos 100 g. de filete de ejemplares de huachinango del Pacífico puede aportar del 29-30% de la demanda total diaria de Cu, esto de acuerdo a la Academia Nacional de Medicina Estadounidense. Asimismo en esos 100 g. de filete, también estuvieron contenidos del 72-85% del total del Zn que debe ser diariamente consumido por diferentes grupos de población humana (Tabla XI).

**Tabla XI.** Ingesta diaria recomendable de filete de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía de acuerdo a su contenido de metales por cada 100 g. Siguiendo el criterio de la Academia Nacional de Medicina Estadounidense

Población	%DMI Cu	%DMI Zn
Hombres	30%	72%
Mujeres	30%	72%
Niños	30%	85%
Embarazadas	29%	72%
Mujer lactando	29%	72%

7.4.2. Ingesta tolerable de metales de estudio de acuerdo a niveles en filete

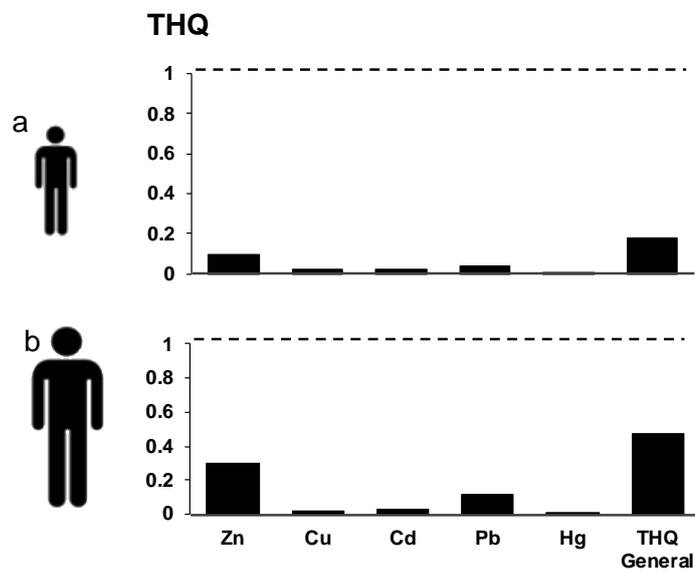
Se sugirió la ingesta promedio semanal tolerable de filete de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía, que no representa riesgo para consumo de parte de los diferentes grupos de población humana considerando cada metal o bien, un promedio para sugerir una sola ración de consumo en gramos segura a la semana considerando el promedio de todos los metales, indicada al final de la tabla (Tabla XII).

**Tabla XII.** Ingesta semanal sugerida de filete de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía. El total es un promedio para sugerir una sola ración de consumo en gramos segura a la semana considerando todos los metales

	Promedio µg/g metal en músculo	Hombre (70 kg)	Mujer (60kg)	Niño (16kg)
Cd	0.09	5.4	4.6	1.2
Pb	1	1.7	1.5	0.400
Hg	0.05	5.6	2.9	7.8
Cu	0.29	8.4	7.2	1.9
Zn	28.9	16.9	14.5	3.8
<b>Total</b>	<b>6.07</b>	<b>1.294</b>	<b>0.737</b>	<b>0.197</b>

### 7.4.3. Recomendación referente a riesgo humano por consumo de filete

Finalmente y de acuerdo a los resultados obtenidos el coeficiente de riesgo a la salud humana (THQ), considerando los metales estudiados, no superó el valor de 1. Ni por metal, así como tampoco al promediar los valores de estos, lo cual indicó que en humanos (niños y adultos ) el consumo de filete (tejido muscular del huachinango del Pacífico), no representa riesgo, en tanto la tasa y la frecuencia de consumo no aumenten (Fig. 21).



**Figura 17.** Coeficiente de riesgo a la salud humana (THQ) establecido conforme al consumo de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en la población mexicana en niños (a) y adultos (b). Se muestran valores promedio por metal y de todos los metales (General).

## 8. DISCUSIÓN

### 8.1. Hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía

#### 8.1.1. Análisis cualitativo y cuantitativo de la alimentación

El análisis de la contribución de presas y su certificación taxonómica, hace posible la obtención de información de línea base necesaria para caracterizar los hábitos alimentarios y sus posibles variaciones (Musseau *et al.*, 2015; Morales & García-Alzate, 2016), así mismo, facilita trazar la ruta de transferencia y bioacumulación de metales pesados, pues las presas son la principal vía en la que circulan y posteriormente se absorben esos agentes potencialmente tóxicos (Gray, 2002; Espinoza-Ortiz & Falero-Alama, 2016; Kibria, 2016).

De acuerdo al análisis de contenido estomacal del huachinango del Pacífico en Santa Rosalía, las presas correspondieron a especies de peces y crustáceos, lo cual es consistente en general con lo reportado para el resto de miembros de la familia Lutjanidae (Allen, 1985). Al considerar el índice porcentaje presa específica, destacaron en su espectro trófico general, las sardinias *Sardinops sagax* (36.91%) y *Harengula thrissina* (23.06%), los crustáceos eufáusidos *Nyctiphanes simplex* (15.93%), los peces mictófidios en general (3.78%) y la especie *Benthoosema panamense* (3.33%), además, de los crustáceos bentónicos *Portunus xantusii* (3.30%) y *Munida tenella* (3.51%). De estas presas, *S. sagax*, *N. simplex* y *H. thrissina* han sido reportadas en el área de estudio como presas principales de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*, un pez de la familia Serranidae, que junto a los lutjánidos son importantes depredadores demersales (Moreno-Sánchez *et al.*, 2019).

Los hábitos alimentarios del huachinango del Pacífico difieren en los antecedentes, posiblemente debido a que es un depredador oportunista (Díaz-Uribe, 1994; Saucedo-Lozano *et al.*, 1999; Rojas-Herrera *et al.*, 2004). Es decir, muestra preferencias hacia las presas más abundantes en un hábitat específico (Gerking, 1994), las cuales, para el huachinango del Pacífico, suelen variar de acuerdo a la región. Dentro del Golfo de California, en islas de la península de Baja California (B.C.S.) frente a Bahía de La Paz, Díaz-Uribe (1994) reportó una dieta compuesta principalmente por urocordados (*Doliolum* spp. y *Salpa* spp.), seguida de crustáceos (*Squilla* spp. *Penaeus* spp. y *Callinectes* spp.). Presas, cuya abundancia y diversidad aumenta en presencia de sustrato rocoso y arrecifal coralino, característico de las islas del Golfo California (Alvarez-Filip *et al.*, 2006; Barjau-González *et al.*, 2012).

En contraste, Moreno-Sánchez *et al.* (2016) en la Bahía de La Paz registraron en el contenido estomacal de huachinango del Pacífico, una proporción importante de crustáceos pelágicos (*Penaeus californiensis*, *Pleuroncodes planipes*, *Myodocopida* spp.) y una pequeña proporción de cefalópodos (*Loligo* spp.). Adicionalmente estos autores, documentaron que entre los estados de Baja California Sur (península) y Sinaloa (costa continental), las presas difirieron, debido al hábitat. Sinaloa posee una amplia plataforma, sustrato arenoso, manglares y lagunas costeras, siendo determinante para la presencia de presas bentónicas, mientras, la península, tiene una plataforma estrecha y sustrato rocoso, que combinado con la surgencia en verano, favorece la presencia de presas pelágicas. Este último hecho coincide con la presente investigación, pues las presas más importantes dentro del espectro trófico fueron del hábitat pelágico.

Hacia regiones sureñas, en la costa continental del Pacífico mexicano, en Guerrero, Santamaría-Miranda *et al.* (2003) y Rojas Herrera *et al.* (2004) mostraron una composición trófica integrada por presas que en el área son particularmente abundantes (*Anchoa ischana*, *Anchoa lucida* y especies de anfípodos del género *Lembas* spp. Presas pelágico costeras que además, distan a las encontradas sobre la península en Santa Rosalía en la presente investigación, quizá por diferencia en microhabitats. Por ejemplo el tipo de sustrato rocoso o arenoso y las características

de la plataforma como antes se hizo mención (Moreno *et al.*, 1979; Saucedo-Lozano *et al.*, 1999; Acevedo-Cervantes *et al.*, 2009) o afinidad biogeográfica de las presas (Avendaño-Ibarra *et al.*, 2013).

#### 8.1.2. Alimentación de acuerdo a la categoría: análisis de diferencias significativas

El análisis semiparamétrico PERMANOVA indicó que las presas de huachinango del Pacífico tuvieron un aporte diferencial significativo entre las diferentes categorías analizadas. Lo anterior concuerda a los resultados reportados previamente para la especie en investigaciones efectuadas dentro del Golfo de California y el Pacífico Mexicano, en donde se ha argumentado que esto es debido a factores biológicos como lo es el desarrollo ontogénico del huachinango y factores abióticos (ambientales) (Díaz-Uribe, 1994; Santamaría-Miranda *et al.*, 2003; Rojas-Herrera *et al.*, 2004; Guevara *et al.*, 2007; Moreno-Sánchez *et al.*, 2016).

Considerando sólo las principales presas (90% del espectro trófico), las hembras de ejemplares de huachinango en el puerto minero de Santa Rosalía, consumieron distintos porcentajes de peces (67%) y crustáceos (26%), con respecto a los machos, que consumieron un porcentaje mayor de peces (70%) y menor de crustáceos (20%). Díaz-Uribe (1994) a partir de análisis calorimétrico de las presas consumidas por el huachinango del Pacífico, refirió que en comparación a peces y/o calamares, los crustáceos presentan un bajo contenido calórico por unidad de peso húmedo, sin embargo, su abundancia y poco desplazamiento hace que el costo energético que se tiene que invertir en su captura e ingestión sea mínimo y a pesar de su baja calidad energética, al ser consumidos en altos volúmenes de biomasa, el aporte real en términos de kcal/g, podría compensar su déficit calórico.

Bajo este razonamiento, las hembras de huachinango del Pacífico podrían compensar el bajo aporte energético de los crustáceos, ya que estos son consumidos en mayor proporción (Kashkina, 1986, Díaz-Uribe, 1994), y es importante, hacer notar que, las hembras en general, contaron con mayor biomasa de presas en contenidos estomacales.

En contraste, las diferencias tróficas entre ejemplares de huachinango del Pacífico de distinta madurez sexual, podrían resultar de diferencias en habilidad de caza, demanda energética y morfología funcional. En este último aspecto, los ejemplares maduros, en términos de capacidad de abertura mandibular, son favorecidos y por tanto tienen la capacidad de capturar presas grandes, a diferencia de los ejemplares inmaduros, quienes por lo general consumen presas pequeñas, poco móviles y fáciles de capturar como crustáceos (Hobson, 1968; Winemiller, 1989; Gerking, 1994; Abitia-Cárdenas *et al.*, 1997; Labropoulou & Eleftheriou, 1997; Mendoza-Bustamante, 2002; Moreno *et al.*, 2009; Musseau *et al.*, 2015).

En cuanto a la alimentación de ejemplares de huachinango del Pacífico en las temporadas cálida y fría, al parecer tanto las características batimétricas locales y fenómenos oceanográficos, son las que provocaron las diferencias tróficas registradas entre estaciones, ya que son las variables que inciden sobre la presencia y abundancia de las presas a lo largo del año. En la costa de Santa Rosalía, las surgencias en verano (Cotero-Altamirano *et al.*, 2015) y su cercanía con las grandes islas como centros de dispersión de presas (Martínez-Zavala *et al.*, 2010), hacen posible la ocurrencia de una gran cantidad de presas gregarias como *S. sagax*, *B. panamense* y otros mictófidios (Badan-Dagon *et al.*, 1985; Santamaría-del-Ángel *et al.*, 1994; Álvarez-Borrogo, 2008; Martínez-Zavala *et al.*, 2010, Cotero-Altamirano *et al.*, 2015). Esto explicaría la importante presencia de estas presas en los contenidos estomacales de ejemplares de huachinango del Pacífico en la estación cálida.

La presencia de las presas antes mencionadas en los contenidos estomacales del huachinango del Pacífico durante la estación cálida coincide también, en esa misma región, con uno de los mayores registros de volumen de captura comercial de la sardina *S. sagax* en la temporada 2007-2008 (488,640 t) (Martínez-Zavala *et al.*, 2010) y de la máxima abundancia del pez mesopelágico *B. panamense* en el medio en el verano de 2008 (20,678.67 1000 m<sup>-3</sup>) (Santana-Iturrios *et al.*, 2013). Asimismo, durante esta temporada, se obtuvo el mayor peso en gramos de presas, lo cual concuerda con lo reportado por Díaz-Uribe (1994) para el huachinango del

Pacífico al sur de la península de Baja California al argumentar que las surgencias en la temporada cálida posibilita una mayor abundancia de alimento.

En la temporada fría, varían las condiciones ambientales, así los niveles de productividad primaria dentro del Golfo de California son altos (Álvarez-Borrego & Schwartzloze, 1979; Lavin & Marinone, 2003), por lo que con este tipo de condiciones de zonas más productivas *N. simplex* juega un rol ecotrofodinámico importante, al agregarse en densas masas con máximos de abundancia > 1000 individuos 1000 m<sup>-3</sup> (Martínez-Gómez, 2009; Mendoza-Portillo, 2013) y al estar a menor profundidad, facilita su captura para depredadores costero-pelágicos y demersales.

Esto podría ser la razón por la que son tan importantes en los contenidos estomacales de huachinango del Pacífico, e incluso en los estómagos del serránido *M. rosacea* durante la estación fría en Santa Rosalía (Moreno-Sánchez *et al.*, 2019). Finalmente, *H. trisina* en esta misma estación del año es un recurso trófico importante, al ser también una especie presa consumida por otros depredadores como el pargo amarillo *Lutjanus argentiventris* y la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* al sur de la península de B.C.S. (Vázquez *et al.*, 2008 Moreno-Sánchez *et al.*, 2019), sin embargo, no hay suficiente información sobre su abundancia y/o distribución que ayude a explicar su importancia en la alimentación del huachinango del Pacífico durante meses fríos en Santa Rosalía.

### 8.1.3. Amplitud y estrategia alimentaria

De acuerdo a las representaciones bidimensionales de la estrategia alimentaria, de 29 ítems presa identificados en el espectro trófico del huachinango del Pacífico en Santa Rosalía, sólo un reducido número de presas se consumieron de manera importante en todas las categorías, por lo que, la amplitud trófica de este depredador fue estrecha, tal como reportó Moreno-Sánchez *et al.* (2016) en otras áreas del Golfo de California. Esto significa que, si bien el espectro trófico del huachinango del Pacífico puede conformarse por numerosas presas, son realmente un número reducido de estas que se constituyen su dieta principal, en el presente estudio, fueron siete, las que contribuyeron con el 90% de la alimentación. Las más frecuentes y abundantes fueron de origen pelágico (*H. thrissina*, *S. sagax* y *N.*

*simplex*), mientras las menos frecuentes, pero importantes en abundancia fueron peces mesopelágicos (*B. panamense*, *Triphoturus spp.* y otros mictófidios) y crustáceos bentónicos (*M. tenella* y *P. xantusii*).

## **8.2. Evaluación ecotoxicológica del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía**

### **8.2.1. Biomagnificación de zinc (Zn), cobre (Cu), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg) en huachinango del Pacífico**

Las presas cuya aportación al contenido estomacal de huachinango del Pacífico aportaron alrededor del 90% de la alimentación, registraron altos valores de Zn, Cu, Pb, Cd y Hg. Sin embargo, el factor de biomagnificación, en el cual se incluyó el índice trófico %PSIRI y la biomasa de las presas %W, indicó que fueron presas mesopelágicas (mictófidios) y bentónicas (*M. tenella* y *P. xantusii*), quienes biomagnificaron casi todos los metales (Zn, Cu, Pb y Cd) hacia el huachinango del Pacífico, excepto Hg, el cual fue transferido sólo por la presa pelágica costera *S. sagax*.

Si bien, las presas mesopelágicas y bentónicas no fueron frecuentes en la dieta, como se observó en las gráficas de Costello, si fueron importantes en abundancia. Aunado a ello, es posible que el hábitat que ocupan estas presas responsables de la transferencia de casi todos los metales, este muy relacionado al fondo o sedimento, el cual es considerado el principal reservorio de metales pesados (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Jaramillo-Londoño, 2009; Bat *et al.*, 2012; Ben Salem & Ayadi, 2016).

En este sentido, la costa y el fondo marino son áreas dinámicas y se denominan de interface, por la convergencia entre medio líquido-sólido, por lo que las modificaciones más importantes de metales pesados en términos de concentración y distribución ocurren allí (Krishna *et al.*, 1990; Crompton, 1997; Martorell, 2010; Boy-Mansilla, 2015; Ivanina & Sokolova, 2015; Khan *et al.*, 2015).

Por lo tanto, las presas que están en ese ambiente o al acercarse a el, bioacumularían más metales, siendo importantes eslabones de transferencia hacia niveles tróficos superiores (Matasin *et al.*, 2011; Qadir & Malik, 2011).

Dentro del Golfo de California, sobre la cuenca de Guaymas, los mictófidios *B. panamense* y *T. mexicanus* ya se habían mencionado como importantes vectores de transferencia trófica de Zn, Cu, Cd y Pb hacia depredadores como cefalópodos, delfines y ballenas (Figueiredo *et al.*, 2020), incorporándose ahora, al huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía. El cual debemos destacar, es un depredador que en términos ecológicos participa junto a sus congéneres, en la dinámica bioenergética como importantes carnívoros de un amplio espectro de presas (Allen, 1985; Parrish, 1987; Zárate-Becerra *et al.*, 2014), siendo así, clave o responsable en la transferencia energética entre niveles inferiores y los niveles que les suceden (Acero & Garzon, 1985; Arreguín & Manickchand, 1998; Pérez-España, 2003). La misma ruta seguirán los metales desde un gran número de presas o bien desde las más abundantes hacia el huachinango y de este, a numerosos depredadores tope como aves, tiburones y lobos marinos.

Si bien, en la presente investigación se pudo probar la transferencia de metales de las presas hacia el huachinango del Pacífico, esto no es regla, pues al menos dentro del Golfo de California y el Pacífico Mexicano, Ruelas-Inzunza *et al.* (2011) no encontraron biomagnificación de Cu, Zn y Fe de distintas presas hacia depredadores como los escómbridos *Thunnus albacares* y *Katsuwonus pelamis*. De tal suerte, la biomagnificación a veces se torna en un debate entre aquellos en donde se demuestra (Barwick & Maher, 2003) y aquellos en donde no ocurre, se discute una frecuente baja conectividad específica entre depredadores y presas en el medio marino (Rivera *et al.*, 2018).

Más allá de estas controversias, existen un gran número de trabajos realizados en condiciones de laboratorio y campo (Willis & Sunda, 1984; Spry *et al.*, 1988; Xu & Wang, 2002; Wang & Wong, 2003; EFSA, 2005; Maunder *et al.*, 2011; Czédli *et al.*, 2014; Dadar *et al.*, 2016), en donde las presas claramente son importantes eslabones de transferencia de metales hacia niveles tróficos superiores.

Dentro de estas presas, especialmente aquellas con estrecha relación al fondo o provenientes de ambientes particulares en donde pueden tener contacto con gran cantidad de metales pesados (Matasin *et al.*, 2011; Qadir & Malik, 2011; Figueiredo *et al.*, 2020).

#### 8.2.2. Bioacumulación de zinc (Zn), cobre (Cu), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg) en huachinango del Pacífico

Una vez que se presenta la transferencia de metales, su posterior acumulación en órganos y tejidos en depredadores, depende de una serie de factores entre los que destacan, tiempo de exposición, lugar, órgano, características biológicas, eficiencia de asimilación y egestión, así como la talla, edad, sexo, madurez sexual, nivel trófico, hábitat, alimentación, entre otros (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011; Joshi *et al.*, 2016; Rajeshkumar & Li, 2018).

En general, en tejido muscular y hepático de huachinango del Pacífico se encontró un patrón de niveles de metales que obedeció según sus magnitudes: Zn>Cu>Pb>Cd>Hg. Lo que concuerda con la revisión teórica de Jezierska y Witeska (2007), quienes mencionaron además, que una acumulación de Zn de 300 µg/g p.h. en peces es muy alta, mientras el cobre se esperarían en niveles inferiores, generalmente no excediendo 10 µg/g p.h. y finalmente el Cd y el Hg, se esperan en niveles aún más bajos en peces.

Este patrón de magnitud de metales en tejidos del huachinango del Pacífico, coincidió con otras investigaciones, es decir, los metales esenciales en mayores niveles en órganos y tejidos (Taweel *et al.*, 2011; Adeosun *et al.*, 2015; Baharom & Ishak, 2015; Ben Salem & Ayadi, 2016), pues estos son generalmente los más abundantes al ser requeridos en funciones bioquímicas diversas (Bautista-Zúñiga, 1999; Herbello-Hermelo, 2007; Boy-Mansilla, 2015). Estos metales, además, pueden estar excedidos en el medio como resultado de aportes antrópicos (Kinne, 1984; Basterrechea *et al.*, 2003; Moiseenko, 2010; Ben Salem & Ayadi, 2016).

La magnitud de los niveles de metales en tejidos obedece también a la afinidad que estos tengan hacia ciertos órganos. Por ejemplo, el músculo de los ejemplares de huachinango del Pacífico en Santa Rosalía, si bien no superó niveles máximos permisibles por normas nacionales o internacionales, para zinc y mercurio, presentó mayores niveles de estos metales, que son particularmente afines a las proteínas, que en el músculo suelen ser abundantes (Has-Shön *et al.*, 2007; Company *et al.*, 2010; Bisi *et al.*, 2012; Mathana *et al.*, 2012; Huancaré-Pusari, 2014; Mahino *et al.*, 2014).

Adicionalmente es importante mencionar, que de acuerdo a la norma mexicana (NOM-242), en este mismo tejido se sobrepasaron ligeramente los límites permisibles de plomo para consumo humano, mientras que considerando normas internacionales (US-EPA, UK-EEA) se rebasaron mínimamente los límites de Cd y por un grado mayor los del Pb.

El hígado de huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, por su parte, se caracterizó por los mayores niveles de cobre, plomo y cadmio, en comparación al músculo, estos metales se asocian mayormente con los lípidos, los cuales son abundantes en el tejido hepático (Arellano *et al.*, 1999; Corrales, 2013; Pontes *et al.*, 2013). Considerando niveles de estos metales en este órgano, se superaron niveles permisibles nacionales e internacionales para consumo humano (NOM-242, US-EPA, UK-EEA). Esto suele ocurrir en áreas con importante exposición a metales pesados (Krishna *et al.*, 1990; Taweel *et al.*, 2011; Baharom & Ishak, 2015), por lo que si este tejido fuera para consumo humano representaría riesgo y sería igualmente, previo aviso de altos niveles de ese metal en el ambiente (Bertolotti-Rivera & Moccetti, 2018), ya que dicho órgano acumula metales en misma proporción que los presentes en el ambiente.

Esta es también la razón por la cual este órgano es ideal en monitoreos de niveles de metales en biota y en general en el ambiente (Jezierska & Witeska, 2007; Taweel *et al.*, 2011). Esta información ayuda a no recomendar extracción de aceites o elaboración de piensos a partir de este órgano, e incluso, considerar consecuencias ecológicas para otros depredadores naturales como tiburones, lobos marinos, entre otros (Maceda-Veiga *et al.*, 2012).

El hecho de que, altas concentraciones de metales no esenciales como Cd y Pb y esenciales como Cu, se encuentren en hígado, indica también su importancia en la depuración de agentes potencialmente tóxicos (Arellano *et al.*, 1999; Corrales, 2013; Pontes *et al.*, 2013). E incluso su papel en la inactivación de estos (Authman *et al.*, 2015; Sabullah *et al.*, 2015), a través de síntesis de metalotioneínas. Sin embargo, la capacidad que tiene para filtrar e inhibir agentes potencialmente tóxicos, puede ser superada ante una frecuente y alta exposición con metales pesados (Kumar & Achyuthan, 2007; Ploetz *et al.*, 2007; Akan *et al.*, 2012).

### 8.2.3. Alimentación y bioacumulación de metales

A partir de análisis estadísticos fueron probadas diferencias en niveles de metales en el huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* del el puerto minero de Santa Rosalía, considerando el sexo, madurez sexual y la estación climática de la que provenían los ejemplares. Estas diferencias podrían ser debidas entre otras variables, a cambios anuales en la biodisponibilidad de metales (Rentería-Cano *et al.*, 2011), distintos tiempos de exposición (El-Monselhy *et al.*, 2014) e incluso, como se ha demostrado, principalmente debido a la alimentación, al ser la principal fuente de captación y absorción de metales (Willis & Sunda, 1984; Spry *et al.*, 1988; Xu & Wang, 2002; Wang & Wong, 2003; Maunder *et al.*, 2011; Czédli *et al.*, 2014; Dadar *et al.*, 2016; Gu *et al.*, 2017).

Así por ejemplo, en comparación con los machos de huachinango del Pacífico, las hembras presentaron mayores niveles de metales esenciales, específicamente zinc (Zn) en músculo e hígado, y cobre (Cu) en hígado. Como se indicó anteriormente, las hembras presentaron mayor consumo proporcional de crustáceos, estas presas contienen altos niveles de Zn y Cu. Takarina & Adiwibowo (2010) adjudicaron la capacidad de los crustáceos a acumular altos niveles de Zn frente a otros miembros del macrozoobentos, debido a que su hepatopáncreas almacena el excedente de este metal proveniente de los alimentos. Con respecto al Cu, los crustáceos también han mostrado tener por lo general, altos niveles de este metal ya que su pigmento respiratorio o molécula transportadora de oxígeno, la hemocianina, tiene un núcleo de Cu, por lo que es rica en este elemento (Rainbow & White, 1989; Olmedo *et al.*, 2013).

Respecto a los ejemplares maduros de huachinango del Pacífico, estos presentaron altos niveles de metales esenciales y no esenciales en comparación a los inmaduros, aunado a ello, se observó que los maduros se alimentaron de mayores proporciones de presas involucradas en la transferencia de casi todos los metales (mictófidios y crustáceos bentónicos). De acuerdo a Ashraf *et al.* (2012) y El-Monselhy *et al.* (2014) las tallas sexualmente maduras tienen mayor bioacumulación de metales, ya que han tenido más tiempo de exposición. Sin embargo, debe considerarse, que existen investigaciones en donde son los juveniles quienes acumularon mayores niveles de metales, lo que se atribuye a sus altas tasas de crecimiento, que favorece a una rápida y mayor acumulación, sobre todo de metales esenciales, lo que ayuda a su vez a la fácil eliminación de aquellos que no lo son (El Kareem *et al.*, 2014).

De acuerdo a la estación del año, también se encontraron diferencias significativas en la concentración de los metales en huachinango del Pacífico. En estación cálida, se registró en el músculo y el hígado, los más altos valores principalmente para metales no esenciales como plomo, cadmio y mercurio, lo que coincidió con el mayor porcentaje de consumo de presas responsables de la transferencia de estos metales hacia el huachinango del Pacífico (*M. tenella*, *P. xantusii*, *B. panamense* y *Triphoturus* spp.).

Mientras en la estación fría, se registraron los más altos valores de esenciales como el zinc y el cobre en músculo e hígado. Las diferencias en concentración podrían nuevamente deberse al distinto consumo proporcional de presas entre ambas estaciones del año, sin embargo, es importante considerar otras variables. Como por ejemplo la temperatura, cuyos altos valores, aceleran la actividad microbiana y una mayor captación y transformación de metales a su fase orgánica (metilación), lo que aumenta la biodisponibilidad y facilita la entrada a la cadena trófica de estos metales, ahora orgánicos (De la Rosa *et al.*, 2004; Martorell, 2010; Zhao *et al.*, 2012; Authman *et al.*, 2015; Li & Tse, 2015). Un aumento en temperatura, también provoca aceleradas tasas metabólicas en los peces y con ello aumenta la captación de metales (Martorell, 2010; Authman *et al.*, 2015).

Finalmente, la biodisponibilidad, en el medio y la concentración de metales en los organismos, estaría también dictada por procesos hidrográficos de mesoescala y las actividades antrópicas anuales, tal como se ha observado en el Golfo de California para la biota marina (Rentería-Cano *et al.*, 2011).

Al comparar los valores de metales pesados obtenidos a nivel mundial para pargos como *Lutjanus synagris*, *L. vivanus*, *L. russelli*, *L. griseus*, *L. stellatus* y *L. bohar* (Thyagarajan *et al.*, 2010; El-Moselhy *et al.*, 2014; Leung *et al.*, 2014; Barros-Barios *et al.*, 2016), se observó que respecto al Pb y Cd en el músculo y el cobre en hígado de huachinango del Pacífico en Santa Rosalía, estuvieron por arriba en magnitud (El-Moselhy *et al.*, 2014), y sólo equiparables al comparar con los valores de metales en los peces de otras áreas mineras a nivel mundial (Ashraf *et al.*, 2012; Allert *et al.*, 2013; Zhuang *et al.*, 2013).

Santa Rosalía es una región pesquera en donde también subyace una importante actividad minera desde finales del siglo XIX, misma que ha sido fuente importante de aporte de metales en el sedimento, tal como han probado los estudios con núcleos de sedimento. Los metales que aumentaron considerablemente desde el inicio de esta actividad son el Cu, Zn, Pb, Cd, Cobalto (Co) y Manganeseo (Mn), estos cuentan con concentraciones en sedimento que superan a las áreas alejadas al sur y al norte (Shumilin *et al.*, 2000; 2013; Huerta-Díaz *et al.*, 2014; Jonathan *et al.*, 2016; Covarrubias & Peña-Cabriales, 2017).

En el Pacífico mexicano, otra área en donde en peces de interés comercial se han registrado altas concentraciones de Cu, Zn, Pb y Cd, son las costas de Sinaloa, zonas en donde los altos aportes metálicos en biota están ligados a la actividad antrópica principalmente agrícola (Frías-Espericueta *et al.*, 2010 a,b; Frías-Espericueta *et al.*, 2014), lo cual conduce a una contaminación con excesivos niveles de estos agentes en sedimento y agua (Taweel *et al.*, 2011) y de acuerdo a estudios, estarían relacionados con altos niveles de estos agentes en biota (Wong *et al.*, 2001; Adeosun *et al.*, 2015; Ben Salem & Ayadi, 2016).

En la costa de Santa Rosalía, no se tiene información que exista una actividad agrícola importante y los aportes metálicos son principalmente debido a la minería; sin embargo a esto, deben sumarse el aporte derivado de otras actividades y fenómenos atmosféricos y/o naturales como huracanes, surgencias o presencia de arroyos, cuya acción combinada resultan en altos aportes metálicos que posteriormente tienen capacidad de resuspensión en la columna de agua (Shumilin *et al.*, 2000, 2013; Huerta-Díaz *et al.*, 2014; Jonathan *et al.*, 2016; Covarrubias y Peña-Cabriales, 2017) y por tanto puede aumentar su biodisponibilidad y consecuentemente su bioacumulación (Rentería-Cano *et al.*, 2011). Y posiblemente este sea el motivo de una alta bioacumulación, considerando los valores encontrados en los peces, los moluscos cefalópodos y moluscos bivalvos (*Mycteroperca rosacea*, *Octopus hubbsorum*, *Megapitaria squalida*, *Modiolus capax*), con respecto a lo reportado en congéneres de localidades más alejadas (Cadena-Cárdenas *et al.*, 2009; Muñoz-Barbosa & Huerta-Díaz, 2013; Roldan-Wong, 2017; Yee-Duarte, 2017; Irigoyen-Arredondo, 2018).

### **8.3. Relación longitud-peso e índices morfofisiológicos en huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía**

#### **8.3.1. Tipo de crecimiento del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía**

Ecosistemas marinos contaminados con metales pesados en sedimento y agua pueden afectar de forma directa o indirecta el crecimiento y la fisiología de los bivalvos marinos sin descartar a otros organismos como los peces (Malathi & Thippeswamy, 2011; Yee-Duarte, 2017; Arce-Peinado, 2019). Al evaluar el grado de relación entre la longitud y el peso del huachinango del Pacífico, se obtuvo un valor general de  $b=2.77$  y en las diferentes categorías entre 2.7 y 2.8. De acuerdo a los intervalos de confianza de 95% elaborados en el análisis, ningún valor fue estadísticamente igual a tres, indicando en todos los casos un crecimiento alométrico negativo, es decir, un aumento en talla respecto al peso. Ricker (1973) y Froese (2006) indicaron que en peces se esperan valores para el parámetro  $b$ , de 2.5 a 3.5, cualquier valor por fuera de este intervalo se consideraría anómalo.

Al comparar el tipo de crecimiento del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, con numerosos autores citados en Barbosa-Ortega (2016) dentro del Golfo de California y Pacífico mexicano, se observó que dicho crecimiento se encuentra dentro del intervalo reportado previamente por esos autores  $b= 2.73-2.95$ , en un período de estudios que comprenden de 1996-2016. Sin embargo, tomando en cuenta todas las investigaciones, en pocos casos (uno de ellos la presente investigación), se han encontrado valores de  $b$  menores a 2.8, con respectivos intervalos de confianza de 95%  $IC=(2.74, 2.80)$ . Estos valores bajos se asocian a falta de robustez somática o condición baja, misma que puede deberse a presión por pesca, pero también a la constante exposición con metales en el ambiente tal como reportó Yee-Duarte, (2017) en moluscos bivalvos. Irigoyen-Arredondo *et al.* (2016) reportó en el puerto minero de Santa Rosalía alometría negativa sólo en ejemplares de peces inmaduros de cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea*.

De acuerdo a Tresierra & Culquichicón (1995), los peces pueden presentar variación en su crecimiento de una etapa de crecimiento a otra, sin embargo, llama particularmente la atención que en este trabajo, dicho patrón de crecimiento se presentó en ambas etapas de madurez sexual. Pudiendo ser un aviso a que es necesario un monitoreo continuo del crecimiento del huachinango del Pacífico en esta área, en donde también varios moluscos bivalvos han presentado crecimiento alométrico negativo (Yee-Duarte, 2017; Arce-Peinado, 2019). En general la baja robustez somática en biota que habita áreas con altas concentraciones de metales, puede deberse a que los mecanismos fisiológicos y metabólicos están enfocados en contrarrestar los efectos de las sustancias potencialmente tóxicas y por tanto suprimen o destinan menor energía a procesos básicos como el crecimiento y la reproducción, entre otros (Moiseenko, 2010).

### 8.3.2. Condición de salud del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía

Los índices morfofisiológicos, al igual que el parámetro de crecimiento, también pueden tomar valores bajos en ambientes experimentales contaminados o bien naturales que presenten altos valores de metales pesados, por ello la importancia de incluirlos junto con el tipo o patrón de crecimiento antes discutido (Choongo *et al.*, 2005; Santoyo-Telles *et al.*, 2019).

Siguiendo el criterio de Barnhan y Baxter (1998), el indicador de condición somática ( $K$ ), en la mayoría de los ejemplares de huachinango del Pacífico se podría catalogar como regular  $K=1.20\%$  ( $n=339$ ), con presencia de pocos ejemplares de condición buena  $K=1.40\%$  ( $n=31$ ) o mala  $K=1\%$  ( $n=33$ ). Esta condición somática regular se ha registrado en el pargo *Lutjanus inermis* ( $K=1.17-1.23\%$ ) e incluso en congéneres del huachinango del Pacífico en Guerrero (Santamaría-Miranda, 1998). Esta última autora, además, reportó valores máximos de condición somática en huachinango del Pacífico ( $\max K=2.5$ ), no obtenidos en la presente investigación ( $\max K= 1.32$ ). Estos valores máximos en condición somática podrían ser resultado de mejores condiciones ambientales y por ende de un mayor número de recursos tróficos, así como del menor impacto de actividades antrópicas que alteran el medio (Anibeze, 2000; Froese, 2006).

Con respecto a la condición somática y gonádica de ejemplares inmaduros de huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, no varió en comparación a la condición hepática, la cual, fluctuó más y los valores más bajos se registraron con las mayores concentraciones de plomo y cadmio. El hígado es un órgano clave en términos de nutrición, desintoxicación, desarrollo reproductivo y está involucrado en numerosos procesos fisiológicos (p. ej. reproducción) y metabólicos (p. ej. metabolismo de macromoléculas), además ha mostrado alta capacidad de acumulación de metales pesados frente a otros tejidos, por lo tanto su estudio es fundamental, tanto para evaluar la salud de los peces, como para biomonitoreo a nivel mundial (Hinton & Lauren, 1990; Yancheva *et al.*, 2015).

En contraste ejemplares maduros de huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, presentaron un patrón que sugiere mayor dinamismo y relación entre la condición somática, gonádica y hepática. En etapa madura, el proceso reproductivo influye sustancialmente sobre el estado fisiológico (Claro, 1994), por lo que, valores máximos en la condición gonádica pueden estar relacionados al proceso reproductivo. Durante este proceso la gónada recibe glucógeno hepático, de tal manera, mientras la condición gonádica aumenta, la hepática disminuirá hasta después de concluir el proceso reproductivo (Arellano-Martínez *et al.*, 2001; De la-Re-Vega *et al.*, 2019).

La reproducción del huachinango del Pacífico en otras regiones suele ocurrir entre febrero y agosto (Gallardo-Cabello *et al.*, 2010). Esto podría explicar el patrón o la correlación negativa que se observó entre la condición gonádica y hepática en la presente investigación en esos meses para huachinangos maduros. Sin embargo, llamó particularmente la atención, la baja condición hepática en dos meses consecutivos, en los cuales en general se obtuvo mayor biomasa de presas, que ayudaría al hígado a almacenar energía, además, este órgano en esos meses, ya no suministraba glucógeno a la gónada. Por dichas razones, no habría motivo para que el hígado presentara baja condición, misma, que coincidió con las mayores concentraciones de plomo (Pb) y cadmio (Cd) en este mismo órgano. De esta misma forma, ante altas concentraciones de cobre (Cu), la condición somática y hepática también decreció, siendo que el Cu es un metal esencial.

El plomo Pb y el Cd no son requeridos fisiológicamente e incluso en bajas concentraciones, pueden alterar funciones fisiológicas vitales de los órganos y sistemas (Guevara, 1995; Ben Salem & Ayadi, 2016). El Pb por ejemplo, en peces, causa alteraciones endócrinas que afectan directamente el crecimiento, el desarrollo, la actividad tiroidea y la actividad inmune (Nie *et al.*, 2017). A ello se suma su capacidad de competir y reemplazar en sitios de activación celular a elementos como el calcio, magnesio, hierro y sodio, provocando así, disturbios fisiológicos (Bryan, 1976; El-Greisy & El-Gamal, 2015; Joshi *et al.*, 2016; Todorova *et al.*, 2019).

Asimismo es capaz de reducir antioxidantes celulares, con lo que incrementan especies de oxígeno reactivo, generando estrés oxidativo y lleva a disfunción de lípidos, proteínas y ADN (Authman *et al.*, 2015). El Cd por su parte, puede activar receptores estrogénicos alterando la formación de esteroides, huevos y espermias (Chichizola, 2004; Authman *et al.*, 2015). Causa deterioro genético, de crecimiento y déficit energético celular (Jaishankar *et al.*, 2014) y puede además, desplazar micronutrientes esenciales como el zinc (Zn), hierro (Fe), cobre (Cu) y calcio (Ca), degradando así, el tejido a nivel nutricional para los depredadores (Authman *et al.*, 2015). Finalmente, el cobre, a diferencia del Pb y el Cd, si es un metal esencial, cofactor de al menos 30 enzimas. Sin embargo, altas concentraciones de cobre pueden alterar principalmente la respuesta inmune y la reproducción en peces (Authman *et al.*, 2015; Martorell, 2010).

Con respecto al análisis de correlación entre los índices morfofisiológicos y los metales pesados en hígado de ejemplares maduros e inmaduros de huachinango del Pacífico del puerto minero de Santa Rosalía, estas fueron en su mayoría negativas. Algunas de estas correlaciones negativas pueden ser debidas a procesos biológicos intrínsecos de todo organismo, pero otras, indicarían que ante alta concentración metálica, la condición en general del huachinango del Pacífico en Santa Rosalía decrece.

En huachinangos inmaduros, la correlación negativa registrada entre la condición de la gónada y la condición somática se puede deber posiblemente a que son individuos que en su mayoría están cercanos al evento reproductivo, denominados de madurez virginal (Pacheco-Rovira, 2003), en dónde la gónada estaría comenzando a demandar energía, disminuyendo con ello, la destinada a crecimiento o condición somática. En contraparte, las correlaciones negativas observadas entre la condición hepática (*IH*) y la gonádica (*IG*) con metales no esenciales, parecen avisar del posible efecto de esos metales en la condición de dichos tejidos, e incluso el de los metales esenciales, como el Cu, que al parecer sus altas concentraciones comprometen la condición de los tejidos.

Finalmente, continuando en esta misma etapa de desarrollo, considerando sólo los metales de análisis, las correlaciones negativas entre los metales esenciales y los no esenciales fueron evidentes, así como correlaciones positivas sólo entre metales no esenciales. Al respecto, se ha observado que esto puede regirse por la interacción o no interacción que estos metales tengan entre sí, e incluso la interacción de estos con vitaminas y/o metales esenciales. Por ejemplo, ante la deficiencia de vitaminas o metales esenciales, los metales no esenciales como el Pb o el Cd pueden absorberse con mayor facilidad por los organismos, estableciendo un tipo de competencia entre quien ocupa los sitios de activación celular vacíos (Bryan, 1976; El-Greisy & El-Gamal, 2015; Joshi *et al.*, 2016; Todorova *et al.*, 2019), lo que posiblemente en un análisis de correlación se vea como una correlación negativa entre metales esenciales y no esenciales.

De forma opuesta, las correlaciones positivas dadas sólo entre metales no esenciales, pueden ser indicio de la sinergia entre ambos, en este caso, la presencia de uno de ellos favorecería la presencia del otro (Bryan, 1976; Todorova *et al.*, 2019). Debe señalarse que, para probar tal competencia o sinergia se requieren otras técnicas de análisis. El ejercicio de correlación que se realizó en la presente investigación, aunque sugiere una tendencia, no es suficiente.

En la etapa sexualmente madura, los ejemplares de huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, también en su mayoría, obtuvieron correlaciones negativas o inversas entre la condición y los niveles de metales en hígado. Como en el caso de los inmaduros, dichas correlaciones negativas pueden tener trasfondo biológico, como, por ejemplo, la ocurrida entre la condición hepática y la gonádica, que probablemente se deba a la demanda o no de glucógeno hepático, por parte de la gónada, como se explicó anteriormente y que se ha reportado en organismos maduros, congéneres de *Lutjanus guttatus* (Arellano-Martínez *et al.*, 2001).

Con base en el resto de correlaciones negativas, se debe cuestionar seriamente posibles afectaciones de los metales (Cu, Pb, Cd) sobre la condición somática, hepática y gonádica, ya que puede derivar en serias alteraciones en la salud que puedan reflejarse en el sistema endócrino y/o tisular (Kumar & Achyuthan, 2007; Avallone *et al.*, 2015; Palupi *et.al.*, 2016; Rajeshkumar & Li, 2018). Particularmente las altas concentraciones de metales en peces son potenciales disruptores en sistema endocrino y en la metabolización e incorporación de ciertas vitaminas y/o minerales (Malik & Sastri, 1998; Srivastava & Srivastava, 2008; Palaniappan & Renju, 2009). Es importante tener en mente dicha información sobre todo por las altas concentraciones de metales, especialmente no esenciales, encontradas en hígado de huachinangos del Pacífico en Santa Rosalía.

La única correlación positiva en ejemplares maduros de huachinango del Pacífico, fue observada entre el zinc (Zn) y la condición gonádica, indicando que los niveles de este metal esencial se involucrarían de forma óptima en la condición de ese tejido. El Zn en organismos, es cofactor en 200 enzimas e interviene favorablemente en el crecimiento, la síntesis de ácidos nucleicos, el sistema inmune, la neurotransmisión, la protección de embriones ante metales no esenciales y la señalización celular. Además, junto al cobre, el Zn reducirían en sinergia los efectos adversos del cadmio (Martorell, 2010; Authman *et al.*, 2015).

Finalmente, como en el caso de los juveniles, y sólo considerando los metales estudiados, también se observaron correlaciones negativas entre metales esenciales y no esenciales, además de correlaciones positivas sólo entre no esenciales, las cuales suceden bajo el mismo principio bajo el cual se discutió en anteriormente para ejemplares inmaduros de huachinango del Pacífico.

Ya que se encontraron en su mayoría, correlaciones negativas entre la condición y los niveles de metales en hígado en ejemplares maduros e inmaduros de huachinango del Pacífico, es importante mencionar las consecuencias que esto acarrearía sobre todo en ejemplares maduros, los cuales suponen mayor tiempo de exposición a metales pesados (Moiseenko, 2010). Entre estas consecuencias, se puede mencionar su papel como interruptores en el sistema endocrino de peces,

el cual se define como conjunto de glándulas que sintetizan y secretan hormonas y son responsables de regular procesos fisiológicos vitales como la osmorregulación, el crecimiento, la reproducción, el metabolismo del calcio y los lípidos y la respuesta al estrés, entre otros (Pait & Nelson, 2002; Jezierska *et al.*, 2009).

Si bien los metales son un estímulo ambiental que normalmente el metabolismo puede contrarrestar, ante niveles muy elevados de estos agentes, el sistema nervioso y en general los mecanismos que pueden hacer frente, son sobrepasados y en consecuencia se compromete la salud e incluso, el desove y la progenie (Flores-Quintana, 2002; Caballero-Gallardo *et al.*, 2016). Eventos críticos, que sería un posible panorama cercano en áreas con alta exposición a metales, tal es el caso de la región de Santa Rosalía, en donde en general para los especímenes de huachinango del Pacífico, la condición de salud deprimida, coincidiría con elevadas concentraciones de metales, especialmente no esenciales en el tejido hepático.

#### **8.4. Recomendaciones para humanos relacionadas a consumo de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* en el puerto minero de Santa Rosalía**

##### **8.4.1. Sugerencia de consumo de filete de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* de acuerdo al contenido de metales esenciales**

Por el interés comercial que tiene el tejido muscular de huachinango del Pacífico, dada su calidad y alto valor nutricional (Díaz-Uribe, 1994; Díaz-Uribe *et al.*, 2004; Gallardo-Cabello *et al.*, 2010), se obtuvo información de los metales contenidos en este tejido para facilitar la emisión de recomendaciones para consumo humano.

Se estimó, que 100 g de filete de huachinango del Pacífico del puerto minero de Santa Rosalía, aportarían de 29-30% del total de cobre (Cu) y del 72-85% del total de zinc (Zn) que de acuerdo a la academia nacional de medicina estadounidense, debe ser consumido diariamente por los diferentes grupos poblacionales. Este aporte de minerales esenciales en huachinango del Pacífico,

superó incluso, al de otros peces en el Golfo de California y el Pacífico mexicano, como por ejemplo la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* y al atún *Thunnus albacares* quienes, en 100 g de músculo, aportaron 13% de Cu y de 8-9% de Zn del total que debe ser consumido por humanos diariamente de ambos minerales esenciales (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011; Irigoyen-Arredondo, 2018).

#### 8.4.2. Sugerencia de consumo de filete de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* acuerdo a límites tolerables de cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd) y mercurio (Hg)

En esos 100 g de filete en ejemplares de huachinango del Pacífico del puerto minero de Santa Rosalía, además de los metales esenciales (Zn y Cu), también estuvieron contenidos los no esenciales (Cd, Pb y Hg), por lo que se sugirió una ración semanal que no represente riesgo para el consumo humano para cada metal y al final un promedio de todos los metales, fueran esenciales o no, esto para sugerir una sola ración semanal de consumo segura. En general estas raciones semanales disminuyeron en comparación a las sugeridas para la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* en el puerto minero de Santa Rosalía, de acuerdo a Irigoyen-Arredondo (2018), para todos los grupos de población. Esto significa que, si bien el filete de huachinango del Pacífico es seguro para consumo humano en esta área, se debe cuidar la frecuencia en la que se consume.

#### 8.4.3. Sugerencia referente a riesgos por consumo de huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* para la población mexicana

Finalmente, con el coeficiente de riesgo (THQ) se indicó que ningún metal superó el valor de uno, por lo que el filete de huachinango del Pacífico del puerto minero de Santa Rosalía no representa un riesgo a largo plazo para consumo humano, incluso, ni promediando el valor de todos los metales en tejido, tal como realizaron Ben Salem & Ayadi (2016) para peces marinos en el mar Mediterráneo. De esta forma, no existe riesgo alto por exposición a Cu, Zn, Pb, Cd y Hg, es decir, existe baja posibilidad que los humanos presenten efectos adversos a largo plazo por esos metales, al consumir filete de huachinango del Pacífico.

Aunque se debe destacar nuevamente, que esto es válido siempre y cuando el consumo y la frecuencia de este no aumenten, lo que es importante monitorear sobre todo en áreas costeras en donde el consumo de filete de peces es una fuente importante de proteína humana (CONAPESCA, 2014; Frías-Espericueta *et al.*, 2014).

Al parecer, los valores de THQ se superan cuando el contenido de metal en tejido supera por mucho la magnitud de los niveles permisibles establecidos internacionalmente, un ejemplo de ello, es la investigación realizada por Ahmad & Sarah (2015) en una mina abandonada sobre las costas de Malasia, en donde el THQ supero la unidad sólo para arsénico (As). Este metal en músculo registró valores de 11.69-66.75 µg/g p.h. en *Pristolepis grootii* y *Leiocassis poecilopterus*, es decir, de 5.8 a 333 veces más por encima de límites permisibles (EC 2001, 0.2-0.4 µg/g p.h.); (USFDA 1993, 0.5 µg/g p.h.); (WHO 2004, 2.0 µg/g p.h.); (FAO 2016, 1.5 µg/g p.h.).

Frías-Espericueta *et al.* (2014) registraron en músculo de peces de interés comercial, valores de Cd, Cu, Pb y Zn en diversas ciudades del Golfo de California y del Pacífico mexicano (Tijuana, Ensenada, Mexicali, Hermosillo, Guaymas, Obregón, Los Mochis, Culiacán, Mazatlán), concluyendo que ninguna de las especie superaron los valores permisibles establecidos para consumo humano. Sin embargo, los valores más elevados del Cd se registraron en el puerto pesquero de Mazatlán en *Mugil cephalus* ( $0.48 \pm 0.15$  µg/g); *Diapterus* spp. ( $0.57 \pm 0.33$  µg/g) y *Lutjanus* spp. ( $0.72 \pm 0.12$  µg/g), asimismo, fue común encontrar altos valores de Hg en lutjánidos y macarelas en esta región (Ramírez-Islas *et al.*, 2018). De esta forma en esta zona, la posibilidad de rebasar la unidad en el coeficiente de THQ aumenta tal y como reportaron Ruelas-Inzunza *et al.* (2011), al menos para mercurio en el tiburón *Sphyrna lewini* ( $THQ_{Hg} = 1.04$ ).

Esto indicó a su vez, que existe fuente importante al menos de Hg, favoreciendo se concentre en músculo de peces carnívoros, esto es contrario a lo que se obtuvo con el huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía para este metal, pues el THQ no supero la unidad y es posible que se deba a que este metal no se excede en sedimentos y hasta ahora no se ha reportado en importantes concentraciones en la biota marina (Shumilin *et al.*, 2000, 2013; Jonathan *et al.*, 2016).

Es, por lo tanto, importante considerar prioritario el monitoreo en la zona costera a través de bioindicadores, pues es un área en donde generalmente aumenta el consumo de biota marina o bien existen numerosas fuentes de metales. De esta forma se podrían caracterizar los posibles riesgos a la salud humana, un tema abordado ya en varios congresos internacionales, como el celebrado en Wisconsin en 1991, en concreto el papel en la interrupción endocrina en humanos debido al gran número de contaminantes antropogénicos (Bern, 1992).

Específicamente en peces, se ha observado que los altos valores de metales pesados reducirían el contenido de glucógeno, las proteínas y los lípidos en tejidos, afectando, la salud de estos y el valor nutricional que pudieran representar para otros depredadores (Srivastava & Srivastava, 2008; Palaniappan & Renju, 2009; Malik & Sastri, 1998; Akpanyung *et al.*, 2014), incluido el humano (Taweel *et al.*, 2011). Precisamente en humanos, Zuluaga-Rodríguez *et al.* (2015), realizaron una revisión bibliográfica extensa de los niveles de Hg, Pb, Cd y As en peces de género *Lutjanus*, *Caranx*, *Scomberomorus*, *Epinephelus*, *Euthynnus*, y *Megalops*, a partir de la cual concluyeron, que dichos elementos sobrepasaron los límites recomendables en tejidos y fluidos humanos de acuerdo a diversas agencias (US EPA y la Academia Nacional de Ciencias), en tanto aumentó la frecuencia de consumo de peces cuyos valores de metales fueron elevados. Causando posteriormente, de acuerdo a diversos estudios epidemiológicos, alteraciones sistémicas y/o fisiológicas.

## 9. CONCLUSIONES

1. De acuerdo al índice trófico (%PSIRI), el conjunto de presas cuya contribución fue superior al 90% en contenidos estomacales del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, fueron *Sardinops sagax*, *Harengula thrissina*, *Nyctiphanes simplex*, *Munida tenella*, *Benthoosema panamense* y *Portunus xantusii*. De estas, los mictófidios cuyo ambiente es mesopelágico (*B. panamense* y *Triphoturus* spp.) y los crustáceos de ambiente bentónico (*M. tenella* y *P. xantusii*), transfirieron casi todos los metales (Zn, Cu, Pb y Cd) hacia el huachinango del Pacífico. Con ello se infiere, que la alimentación de las presas cuyo ambiente es probablemente fuente importante de metales pesados (bentónicas y mesopelágicas), implicó para el huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* una importante transferencia de metales pesados.

2. Respecto a los niveles de metales pesados en huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, en filete apenas se rebaso el límite permisible de plomo (Pb) para consumo humano de acuerdo a la norma oficial mexicana (NOM-242). En contraste, en hígado se rebasaron límites permisibles para cobre (Cu), plomo (Pb) y cadmio (Cd) (NOM-242), indicando que los niveles de esos metales en hígado y probablemente en el ambiente son altos. En este sentido, el hígado es un excelente indicador de la presencia de metales en el ambiente por su importante capacidad de almacenar sustancias potencialmente tóxicas, así como de la salud de los organismos, en tanto se involucra en numerosos procesos fisiológicos.

3. La alimentación de acuerdo a criterios teóricos, no es la única, pero si la más eficiente forma de captación, absorción y posterior acumulación de sustancias potencialmente tóxicas. Por tanto, las diferencias significativas encontradas entre distintas categorías de huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía, podrían ser resultado de las diferencias significativas en la alimentación, igualmente encontradas, entre distintas categorías de huachinango del Pacífico.

4. En Santa Rosalía la salud de ejemplares de huachinango del Pacífico sexualmente maduros e inmaduros, fue pobre. Esto de acuerdo a las correlaciones negativas significativas entre la condición de los tejidos hepático, somático y gonádico con los niveles de metales en el hígado. Ante tal panorama eventualmente aumentara la posibilidad de daño a nivel tisular en hígado e incluso daños fisiológicos en este depredador demersal.

5. En general, para consumo humano, el filete (músculo) de huachinango del Pacífico del Puerto de Santa Rosalía fue buena fuente de Zn y Cu, incluso superando aportes de estos minerales por consumo de cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* en el Golfo de California y el atún *Thunnus albacares* del Pacífico mexicano. Aún cuando el aporte de minerales esenciales en huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía fue óptimo es aconsejable constante monitoreo, pues los valores permisibles para consumo humano apenas se rebasaron para Pb de acuerdo a la norma mexicana (NOM-242).

6. Si el filete se consume de acuerdo a la frecuencia y las raciones sugeridas no implicará algún riesgo a la salud para ninguno de los metales, según sugiere el índice THQ (Target Hazard Quotient). En caso contrario, el hígado no fue sujeto de análisis dicho índice pues no es un tejido comúnmente ingerido por la población, sin embargo, de considerarse para consumo se sugiere su cuidadosa evaluación, en tanto en este órgano se rebasaron límites en importantes magnitudes de Pb, Cd y Cu. Con ello, también se deja una interrogante abierta respecto a potenciales riesgos en depredadores como lobos marinos, tiburones, aves u otros que se alimentan del huachinango del Pacífico, sin discriminar entre el músculo y los tejidos con mayor capacidad acumulativa (hígado, riñón, estómago, entre otros).

## 10. RECOMENDACIONES

Se sugiere analizar la concentración de metales esenciales y no esenciales en más tejidos, como por ejemplo las branquias, los riñones, el cerebro y las gónadas, para tener un panorama aún más amplio de la condición y los niveles de metales en estos importantes órganos, que junto al hígado juegan un papel preponderante en la fisiología de los peces.

En esta misma línea, se sugiere el uso de herramientas bioquímicas (niveles de cortisol, cantidad de metalotioneinas) que de forma más directa y contundente confirmen el efecto de los metales en la salud y el crecimiento del huachinango del Pacífico en el puerto minero de Santa Rosalía respecto a otras áreas dentro del Golfo de California.

Sería importante también incluir tinciones histológicas para evidenciar la presencia de metales esenciales y no esenciales en los tejidos y concluir finalmente con la revisión de tejido hepático, cuyas muestras se concluyeron para la presente investigación, pero debido a la condición de la pandemia y la suspensión de labores presenciales en todos los niveles de educación, no fue posible concluir. Sin embargo, por los altos niveles de los metales que presentó el hígado se espera que estas muestras tengan alta prevalencia de lesiones.

## 11. BIBLIOGRAFÍA

- Abitia-Cárdenas, L.A., F. Galván-Magaña & J. Rodríguez-Romero. 1997. Food habits and energy values of prey of striped marlin *Tetrapturus audax* (Philipi, 1887) off the coast of México. *Fish. Bull.*, 95: 360-368.
- Acero, A. & J. Garzón. 1985. Los pargos (Pisces: Perciformes: Lutjanidae) del Caribe colombiano. *Actual. Biol.*, 14(53): 89–99.
- Acevedo-Cervantes, A., J. López-Martínez., E. Herrera-Valdivia. & J. Rodríguez-Romero. 2009. Análisis de la abundancia, dominancia y diversidad de la comunidad de peces demersales de profundidad de 90 a 540 metros en el Golfo de California. México *Interc.*, 34(9): 660–665
- Adeosun, F.I., A.A. Akinyemi., A. A. Idowu., I.O. Taiwo., A. Omoike & B.J.O. Ayorinde. 2015. The effects of heavy metals concentration on some commercial fish in Ogun River, Opeji, Ogun State, Nigeria. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.*, 9:365–70.
- Aguilar-Betancourt, C.M., G. González-Sansón., J.R. Flores-Ortega., D. Kosonoy-Aceves., G. Lucano-Ramírez., S. Ruiz-Ramírez., S.C. Padilla-Gutiérrez & C.R. Allen. 2017. Comparative analysis of diet composition and its relation to morphological characteristics in juvenile fish of three lutjanid species in a Mexican Pacific coastal lagoon. *Neotrop. Ichthyol.*, 15(4): 1-12.
- Ahmad, A.K. & A.A. Sarah. 2015. Human health risk assessment of heavy metals in fish species collected from catchments of former tin mining. *Int. J. Res. Stud. Sci. Eng.*, 2(4): 9-21
- Akan, J.C., S. Mohmoud., B.S. Yikala & 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.

- Akpanyung, E.O., U. Akanemesang., E.I. Akpakpan & N. Anodoze. 2014. Levels of heavy metals in fish obtained from two fishing sites in Akwa Ibom State, Nigeria, *Afr. J. Environ. Sci. Technol.*, 8:416-421
- Al-Busaidi, H.K., L.A. Jawad & A.H. Al-Balushi. 2017, Relationships between fish and otolith size of the blackspot snapper *Lutjanus ehrenbergii* (Peters, 1869) collected from the coast of Muscat City, Sea of Oman. *Int. J. Mar. Sci.*, 7(40):386-393 (doi: 10.5376/ijms.2017.07.0040).
- Allen, L. G., T. E. Hovey., M.S. Love & T.W. John Smith. 1995. The life history of the spotted sand bass (*Paralabrax maculatofasciatus*) within the southern California bight. *Calif. Coop. Ocean. Fish. Invest. Rep.*, 36: 1–11.
- Allen, G. 1985. Snappers of the world an annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date. *FAO Fish. Synop.*, 125 (6): 1-208
- Allert, A.L., R.J. DiStefano., J.F. Fairchild., C.J. Schmitt., M.J. McKee., J.A. Girondo., W.G. Brumbaugh & T.W. May.2013. Effects of historical lead–zinc mining on riffle-dwelling benthic fish and crayfish in the Big River of southeastern Missouri, USA. *Ecotoxicol.*, 22(3):506–521.
- Álvarez-Borrego, S. 1983. Gulf of California. *En: B.H. Ketchum (Ed.). Ecosystems of the world 26. Estuaries and Enclosed Seas*, 427:449. Elsevier Scientific, New York
- Álvarez-Borrego, S. 2008. Oceanografía de la región de las grandes islas *In: Danemann, G.D. & E. Ezcurra (Eds.), Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad*, 45–65. Línea base 2007. SEMARNAT, INE, Pronatura Noroeste A.C., San Diego Natural History Museum, San Diego, California.
- Álvarez-Borrego, S. & R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California *In: Case, T. J., M.L. Cody & E. Ezcurra (Eds.) Island biogeography in the Sea of Cortez*, 26-30. Editorial University of California Press. Primera Edición. California.

- Álvarez-Borrego, S. & R. A. Schwartzloze. 1979. Water masses of the Gulf of California. *Cienc. Mar.*, 6 (1,2): 43-63.
- Álvarez-Filip, L., H. Reyes-Bonilla & L.E. Calderon-Aguilera. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo reef, Gulf of California. *Mar. Ecol.*, 27: 253–262
- Amundsen, P.A., H.M. Gabler & F.J. Staldvik. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data-modification of the Costello (1990) method. *Jour. Fish Biol.*, 48: 607-614.
- Anderson, M.J. 2017. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA), 1-15. *In*: Balakrishnan, N., T. Colton., B. Everitt., W. Piegorisch., F. Ruggeri & J.L. Teugels (Eds.). Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. Chichester: John Wiley and Sons Ltd.
- Anibeze, C.L.P. 2000. Length-weight relationship and relative condition of *Heterobranchus longifilis* (Valenciennes) from Idodo River, Nigeria. *Naga, ICLARM Quart.*, 23:34-35.
- Arce-Peinado, C.A. 2019. Efecto de la contaminación por metales pesados en *Chione undatella* (G. B. Sowerby I, 1835) del puerto minero de Santa Rosalía, Baja California Sur, México. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). 127 pp.
- Arellano, J. M., V. Storch & C. Sarasquet. 1999. Histological changes and copper accumulation in liver and gills of the Senegales sole, *Solea senegalensis*. *Ecotoxicol. and Environ. Saf.*, 44: 62-72.
- Arellano-Martínez, M., A. Rojas-Herrera., F. García-Domínguez., B.P. Ceballos-Vázquez & M. Villalejo-Fuerte. 2001. Ciclo reproductivo del pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869) en las costas de Guerrero, México. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 36 (1): 1-8,

- Arreguín, S.F. & H. S. Manickchand. 1998. The trophic role of lutjanid fish and impacts of their fisheries in two ecosystems in the Gulf of Mexico. *J. Fish Biol.*, 53 (Suppl.A): 143-153.<https://dx.doi.org/10.1006/jfbi.1998.0802>.
- Asgedom, A.G., M.B. Desta & Y.W. Gebremedh. 2012. Bioaccumulation of heavy metals in fishes of Hashenge Lake, Tigray, Northern Highlands of Ethiopia. *Amer. J. Chem.*, 2(6): 326–334.
- Ashraf, M.A., M.J. Maah & I. Yusoff. 2012. Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish Species Collected From Former Tin Mining Catchment. *Int. J. Environ. Res.*, 6:209–218
- Authman, M.M.N., M.S. Zaki., E.A. Khallaf & H.H Abbas. 2015. Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *J. Aquac. Res. Development.*, 6(4):1-13.[doi:10.4172/2155-9546.1000328](https://doi.org/10.4172/2155-9546.1000328).
- Avallone, B., C. Agnisola., R. Cerciello., R. Panzuto., P. Simoniello., P. Cretí & C.M. Motta. 2015. Structural and functional changes in the zebrafish (*Danio rerio*) skeletal muscle after cadmium exposure. *Cell Biol Toxicol.*, 31:273-283.
- Avendaño-Ibarra, R., E. Godínez-Domínguez., G. Aceves-Medina., E. González-Rodríguez & A. Trasviña . 2013. Fish larvae response to biophysical changes in the Gulf of California, Mexico (winter-summer). *J. Mar. Biol.*, 1-17.
- Badan-Dangon, A., C. J. Koblinsky & T. Baumgartner. 1985. Spring and summer in the Gulf of California: Observations of surface thermal pattern. *Oceanol. Acta.*, 8:13-22.
- Baharom, Z. S. & M. Y. Ishak. 2015. Determination of Heavy Metal Accumulation in Fish Species in Galas River, Kelantan and Beranang Mining Pool, Selangor. *Procedia. Environ. Sci.*, 30: 320–325.
- Bailer, A.J. 2020. *Statistics for Environmental Biology and Toxicology*. Routledge. Oxford. 584 p.

- Bakun, A. 1996. *Patterns in the Ocean: Ocean Processes and Marine Population Dynamics*. University of California Sea Grant, San Diego, California, USA in cooperation with Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz BCS, México. 323 p.
- Barbosa Ortega ,W.A. 2016. Estructura de las capturas y longitud de madurez del Huachinango *Lutjanus Peru* (Perciformes: Lutjanidae), en la bahía de la Ventana, B.C.S., México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN). 101 p.
- Barjau-González, E., J. Rodríguez-Romero., F. Galván-Magaña. & J. López-Martínez. 2012. Estructura temporal y espacial de la comunidad de peces arrecifales de la Isla San José, Golfo de California, México. *Rev. Biol. Trop.*, 60 (2): 649-667.
- Barnham, C. & A. Baxter. 1998. Condition Factor, K, for Salmonid Fish. Fisheries Notes, pp.1-3
- Barros-Barrios, O., C. Doria-Argumedo & J. Marrugo-Negrete. 2016. Metales pesados (Pb, Cd, Ni, Zn, Hg) en tejidos de *Lutjanus synagris* y *Lutjanus vivanus* de la Costa de La Guajira, Norte de Colombia. *Rev. Vet. y Zootec.*, 10 (2): 27-41.
- Barwick, M. & W. Maher. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar. Environ. Res.*, 56:471-502.
- Basterrechea, C., A. Pérez., M. González., F. Rodríguez & J. Alfayate. 2003. Contaminación Ambiental 31 – 293. Una visión desde la Química. Thomson Editores. España.
- Bat, L., M. Sezgin., F. Üstün & F. Şahin. 2012. Heavy metal concentrations in ten species of fishes caught in Sinop Coastal Waters of the Black Sea, Turkey. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.*, 12: 371-376.

- Bautista-Zúñiga, F. 1999. *Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales*. Universidad Autónoma de Yucatán (UADY). Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán, (1):109 .
- Ben Salem, Z. & H. Ayadi. 2016. Assessment of heavy metal contamination levels and toxicity in sediments and fishes from the Mediterranean Sea (southern coast of Sfax, Tunisia). *Environ Sci Pollut Res.*, 23:13954–13963.
- Bern, H.A., 1992, The fragile fetus, *In*: Colborn, T. & Clement, C., (Eds.) *Chemically-Induced Alterations in Sexual and Functional Development: The Wildlife/Human Connection*, 9–15. Princeton Scientific Publishing, Princeton.
- Bertolotti Rivera, F. & N.N. Moccetti. 2018. Concentración de plomo, mercurio y cadmio en músculo de peces y muestras de agua procedentes del Río Santa, Ancash-Perú. *Salud Technol. Vet.*, 1: 35-41.
- Bisi, T.L., G. Lepoint., A.F. Azevedo., P.R. Dorneles., L. Flach., K. Das., O. Malm & J. Lailson-Brito. 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecol. Indic.*, 18:291-302.
- Boening, D.W. 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere.*, 40(12):1335–51.
- Boyden, C.R. & D.J.H. Phillips. 1981. Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 1(5): 29-40.
- Boy-Mansilla, A.P. 2015. Determinación de metales pesados en agua, peces, almejas e *Hydrilla verticillata* del lago de Izabal. Tesis de licenciatura. Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC). 92 p.

- Brown, S.C., J.J. Bizzarro., G.M Cailliet & D.A. Ebert. 2012. Breaking with tradition: Redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). *Environ. Biol. Fish.*, 95 (1): 3–20. (doi: 10.1007/s10641- 011-9959-z)
- Brusca, R. C. 1980. *Common intertidal invertebrates of the Gulf of California*. The University of Arizona Press. 2nd. Ed. E. U. A. 513 p.
- Bryan, G.W. 1976. Heavy metal contamination in the sea, 215-220. *En*: Johnston, R. (Ed.). *Marine pollution*. Academic, London.
- Caballero, C.C.J., E. Martínez Ramírez & R. M. Gómez-Ugalde. 2017. Relación longitud-peso de dos especies de *Rhamdia* en un área natural protegida de Oaxaca, México. *Rev. Mex. Agroecosistemas.*, 4(1): 1-11, 2017.
- Caballero-Gallardo, K., J. Olivero-Verbel. & J.L. Freeman. 2016. Toxicogenomics to Evaluate Endocrine Disrupting Effects of Environmental Chemicals Using the Zebrafish Model. *Curr. Genomics.*, 17(6):515–527.
- Cabrera-Páez, Y., C. Aguilar Betancourt & G. González-Sansón. 2008. Indicadores morfológicos y reproductivos del pez *Gambusia puncticulata* (Poeciliidae) en sitios muy contaminados del río Almendares, Cuba. *Rev. Biol. Trop.*, 56 (4): 1991-2004.
- Cadena-Cárdenas, L., L. Méndez-Rodríguez., T. Zenteno-Savín., J. García-Hernández & B. Acosta-Vargas. 2009. Heavy metal levels in marine mollusks from areas with, or without, mining activities along the Gulf of California, Mexico. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 57: 96-102.
- CAMIMEX. Cámara Minera de México. Informe de la Octagésima Tercera Asamblea General Ordinaria de la Cámara Minera de México. Informe anual. 2020. Ciudad de México. 84 p.
- Capó-Martí, M.A. 2002. *Principios de ecotoxicología*. Editorial Mac Graw Hill. Madrid. 320 p.

- Chatta, A. M., M. N. Khan., Z. S. Mirza & A. Ali. 2016. Heavy metal (cadmium, lead, and chromium) contamination in farmed fish: a potential risk for consumers' health. *Turk J. Zool.*, 40: 1-9.
- Chiappa-Carrara, X., A. Rojas-Herrera & M. Mascaro. 2004. Coexistencia de *Lutjanus peru* y *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) en la costa de Guerrero, México: relación con la variación temporal en el reclutamiento. *Rev. Biol. Trop.*, 52(1): 177-185.
- Chichizola, C. 2004. Disruptores Endocrinos. Efectos en la Reproducción. *Rev. Argent. Endocrinol. Metab.*, 41(2): 78-105.
- Choongo, K.C., M.S. Syakalima & M. Mwase. 2005. Coefficient of condition in relation to copper levels in muscle of *Serranochromis* fish and sediment from the Kafue River, Zambia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 75(4): 645–651.
- Cifuentes, R., J. González., G. Montoya., A. Jara., N. Ortiz., P. Piedra & E. Habit. 2012. Relación longitud-peso y factor de condición de los peces nativos del río San Pedro (cuenca del río Valdivia, Chile). *Gayana.*, 76(1): 86-100. Doi: <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382012000100009>.
- Claro, R. 1994. Ecología de los peces marinos de Cuba. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Quintana Roo, México. 525 pp.
- Collado, D., A. Navarro & X. Cisteró. 2000. Evaluación de la movilidad de los metales pesados en el acuífero deltaico del río Almanzora (Almería). pp. 55-66. *In*: Navarro, A., J. A. Sánchez y D. M. Collado (Eds.). Minería industria y medio ambiente en la cuenca del Mediterráneo. Universidad de Almería. Almería, España.
- Colwell, R. 2009. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/Estimates>

- Company, R., H. Felícia., A. Serafim., A.J. Teles Almeida., M. Biscoito & M.J. Bebianno. 2010. Metal concentrations and metallothionein-like protein levels in deep-sea fishes captured near hydrothermal vents in the Mid-Atlantic Ridge off Azores. *Deep-Sea Res.*, 57:893–908.
- CONAPESCA. 2014. Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura. Anuario Estadístico de Pesca. 2014. <http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/anuario>.
- Connell, D.W. 1990. Environmental routes leading to the bioaccumulation of lipophilic chemicals 60-73 *En: Connell, D.W. (Ed.), Bioaccumulation of Xenobiotic Compounds*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Connell, D.W. & G.J. Miller. 1984. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. John Wiley & Sons, New York. 464 p.
- Corrales, D. 2013. Estudio del contenido de metales pesados en dos especies de peces de la zona costera de Montevideo, Uruguay. Tesis de licenciatura. Universidad de la República Uruguay(UDELAR), 84 p.
- Costello, M.J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *J. fish. Biol.*, 36(2):261-263.
- Cotero-Altamirano, E., H. Valles-Ríos & B. Venegas. 2015. Biología reproductiva de la sardina del Pacífico *Sardinops sagax* de la costa occidental de Baja California, México. *Cienc. Pesq.*, 23(2): 25-43.
- Covarrubias, S.E. & J.J. Peña-Cabrales. 2017. Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y Estrategias de fitorremediación. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 33: 7-21.
- Craig, J.M., M. V. Thomas & S. J. Nichols. 2005. Length–weight relationship and a relative condition factor equation for lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) from the St Clair River system (Michigan, USA). *J. Appl. Ichthyol.*, 21, 81-85.

- Crompton, T.R. 1997. *Toxicants in aqueous ecosystems*. John Wiley & Sons. Chichester (UK). 396 p.
- Czédli, H., L. Csedreki., A.G. Szíki., G. Jolánkai., B. Pataki., C. Hancz., L. Antal & S.A. Nagy, 2014. Investigation of the bioaccumulation of copper in fish. *Fresen. Environ. Bull.*, 23(7): 1547–1552.
- Dadar, M., M. Adel., M. Ferrante., H. Nasrollahzadeh Saravi., C. Copat & G. Oliveri Conti. 2016. Potential risk assessment of trace metals accumulation in food, water and edible tissue of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farmed in Haraz River, northern Iran. *Toxin. Rev.*, 35(3,4):141–14
- Day, J.W.Jr., C.A.S. Hall., W.M. Kemp & A. Yañez-Arancibia. 1989. *Estuarine Ecology*. John-Wiley & Sons. E. U. A. 558 p.
- De-la-Re-Vega, E., L. E. Costich-González., R. Del Rio-Salasb., R. Castro-Longoriaa., J. M. Grijalva-Chona., M. Del Rio-Salasa & C. Minjarez-Osorio. 2020. Biología reproductiva y contenido bioquímico gonadal de la cabrilla arenosa, *Paralabrax maculatofasciatus* en la región de Bahía de Kino, Sonora. *Biotecnia.*, (1):74-83.
- De la Rosa, D.A., T. Volke-Sepulveda., G. Solorzano., C. Green., R. Tordon & S. Beauchamp. 2004. Survey of atmospheric total gaseous mercury in Mexico. *Atmos. Environ.*, 38: 4839-4846.
- Delgado de la Torre, R. 2007. *Probabilidad y Estadística para Ciencias e Ingenierías*. Delta Publicaciones. Madrid. 438 p.
- Del Monte-Luna, P., G. Guzmán-Jiménez., R. Moncayo-Estrada., S. Sánchez-González & A. Ayala-Cortés. 2001. Máximo rendimiento sostenible y esfuerzo óptimo de pesca del huachinango (*Lutjanus peru*) en la Cruz de Huanacastle, Nayarit, México. *Cienc. Pesq.*, (14): 159-164.

- Díaz-Murillo, B. P. 2007. Catálogo de otolitos de peces marinos de las costas adyacentes a Baja California Sur, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), 166 pp.
- Díaz-Uribe, J.G. 1994. Análisis trofodinámico del huachinango, *Lutjanus peru*, en las bahías de la Paz y la Ventana., B.C.S., México. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), 57 p.
- Díaz-Uribe, J. G., E. Chávez, & J. Garay. 2004. Evaluación de la pesquería del huachinango (*Lutjanus peru*) en el suroeste del Golfo de California. *Cienc. Mar.*, 30(4): 561-574.
- Di Giulio, R.T. & D.E. Hinton. 2008. The toxicology of fishes. 1st. Edition. CRC Press, Boca Raton, Florida, 1071 p.
- Dwivedi, S., A. Chezhian., N. Kabilan & T. S. Kumar. 2012. Synergistic Effect of Mercury and Chromium on the Histology and Physiology of Fish, *Tilapia Mossambica* (Peters, 1852) and *Lates calcarifer Calcarifer* (Bloch, 1790). *Toxicol. internat.*, 19(3), 235–240. (<https://doi.org/10.4103/0971-6580.103655>)
- DOF, Diario Oficial de la Federación. 1974. Decreto por el que se habilita el puerto de Santa Rosalía, autorizado para tráfico de altura, mixto de cabotaje y de pesca. México. Publicado el 13 de mayo de 1974.
- EFSA. 2005. Opinion of the Scientific Panel on contaminants in the food chain [CONTAM] related to the safety assessment of wild & farmed fish. ([http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa\\_locale-1178620753812\\_1178620762697 .htm](http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753812_1178620762697.htm))
- El-Greisy, Z.A. & 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.

- Elkareem, A., M. A. Manal., A. M. Karrar & 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 & 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-Naggar, A.M., S.A. Mahmoud & S.I. Tayel. 2009. Bioaccumulation of some heavy metals and histopathological alterations in liver of *Oreochromis niloticus* in relation to water quality at different localities along the river Nile Egypt. *World J. Fish Mar. Sci.*, 1(2):105- 114.
- Escobar-Sánchez, O. 2011. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis de doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), 120 p.
- Escobar-Sánchez, O., J. Ruelas-Inzunza, X. G. Moreno-Sánchez, A. K. Romo-Piñera & 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.
- Espinoza-Ortiz, D. & S. Falero-Alama. 2016. Niveles de mercurio, cadmio, plomo y arsénico en peces del río Tumbes y riesgos para salud humana por su consumo. *Rev. Inst. Investig. Fac. Minas Metal Cienc. Geogr.*,18(36):35-41.
- FAO (Food and Agriculture Organization), 2016. *Fishery Information Data and Statistics* Unit. FISHSTAT+Databases and Statistics. Food and Agriculture Organization of the United Nation.

- Figueiredo, C., M. Baptista., T. F. Grilo., M. Caetano., U. Markaida., J. Raimundo & R. Rosa. 2020. Bioaccumulation of Trace Elements in Myctophids in the Oxygen Minimum Zone Ecosystem of the Gulf of California. *Oceans.*, 1: 34-36. (doi:10.3390/oceans1010004).
- Fischer, W., F. Krupp., W. Schneider., C. Sommer., K. E. Carpenter & V. H. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de peces para los fines de pesca. Pacífico Centro-Oriental. Vol. II, III. Vertebrados, Parte 1-2, 647-1813.
- Flores-Quintana, C. 2002. Respuestas neuroendócrinas al estrés en peces teleósteos. *Rev. Ictiol.* 10 (1/2): 57-78.
- Freitas, T., B. Prudente., N. Fontoura & L. Montang. 2014. Length-weight relationships of dominant fish species from Caxiuanã National Forest, Eastern Amazon, Brazil. *J Appl Ichthyol.*, 30(5):1081–1083. Doi: <https://dx.doi.org/10.1111/jai.12436>.
- Frías-Espericueta, M.G., J.I. Osuna-López, G. Izaguirre-Fierro, M. Aguilar-Juárez & D. Voltolina. 2010a. Cadmio y Plomo en organismos de importancia 116 comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Ocean.*, 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. & D. Voltolina. 2010b. Metal contents of four commercial fish species of NW Mexico. *Bull. Environ. Cont. Toxicol.*, 85(3):334-338.
- Frías-Espericueta, M.G., F.K. Zamora., J.I. Osuna., M.D. Muy., W. Rubio., M. Aguilar & D. Voltolina. 2014. Cadmium, cooper, lead, and zinc contents of fish marketed in NW Mexico. *Sci. World J.*, 1:4.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and length-weight relationships: History, meta-analysis and recommendations. *J. App. Ichthyol.*, 22: 241-253.

- Gadd, G.M. & A.J. Griffiths. 1978. Microorganisms and heavy metal toxicity. *Microb. Ecol.*, 4 (4):303-317
- Gallardo-Cabello, M.M., E. Sarabia-Méndez., V. Espino-Barr & A. Tolentino. 2010. Biological aspects of *Lutjanus peru* in Bufadero Bay, Michoacan, Mexico: growth, reproduction and condition factor. *Rev. Biol. Oceanogr.*, 45(2): 205-215.
- Gaona-Martínez, X. 2004. El mercurio como contaminante global. Desarrollo de metodologías para su determinación en suelos contaminados y estrategias para la reducción de su liberación al medio ambiente. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Barcelona (UAB), 246 p.
- García-Pámanes, J., A.Trasviña-Castro., J.R.Lara-Lara & C. Bazán-Guzmán. 2011. Variaciones estacionales del flujo vertical de materia orgánica particulada en la región central del Golfo de California. *Cienc. Mar.*, 37(1): 33-49.
- Gerking, S.D. 1994. *Feeding ecology of fish*. Academic Press. E. U. A. 416 pp.
- González-Estecha, M., A. Bodas-Pinedo., M. A. Rubio-Herrera., N. Martell-Claros., E. Trasobares-Iglesias., J. M. Ordóñez-Iriarte, J. J. Guillén-Pérez., M. A. Herráiz-Martínez., J.A. García-Donaire., R. Farré-Rovira., *et al.*, 2014. Efectos sobre la salud del metilmercurio en niños y adultos: estudios nacionales e internacionales. *Nutr. Hosp.*, 305: 989-1007.
- Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Mar. Pollut. Bull.*, 45: 46-52.
- Gu, Y.G., Q. Lin., H. H. Huang., L. G. Wang., J. J. Ning & FY Du. 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. Pollut. Bull.*, 114:1125–1129
- Guevara, J. 1995. *Toxicología médica clínica y laboratorio*. Editorial Interamericana McGraw Hill. España. 737 p.

- Guevara, E., H. Álvarez., M. Mascaró., C. Rosas & A. Sánchez. 2007. Hábitos alimenticios y ecología trófica del pez *Lutjanus griseus* (Pisces: Lutjanidae) asociado a la vegetación sumergida en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Rev. Biol.Trop.*, 55 (3-4): 989-1004.
- Hamid, M. A., M. Mansor & S. A. M. Nor. 2015. Length-weight relationship and condition factor of fish populations in Temengor Reservoir: Indication of environmental health. *Sains Mys.*, 44(1): 61–66.
- Harvey, C.J. & J.F. Kitchell. 2000. A stable isotope evaluation of the structure and spatial heterogeneity of the Lake Superior food web. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57: 1395-1403. doi:10.1139/cjfas-57-7-1395.
- Has-Shön, E., I. Bogut., I. Rajkovič., S. Bogut., M. Čačić & J. Horvatič. 2007 Heavy metal distribution in tissues of six fish species included in human diet, inhabiting freshwaters of the Nature Park “Hutovo Blato” (Bosnia and Herzegovina). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 54:75-83.
- Herbello-Hermelo, P. 2007. Especiación de metales pesados mediante la formación de quelatos: distribución de las especies inorgánicas de As y Cr en la Ría de Arousa, Santiago de Compostela. Tesis de doctorado. Universidad de Santiago de Compostela (USC), 340 p.
- Herrera-Cervantes, H.2008. Firma del ENSO en el Golfo de California: Temperatura superficial del mar y biomasa fitoplanctónica. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), 119 p.
- Hinton, D.E. & D.J. Lauren. 1990. Liver structural alterations accompanying chronic toxicity in fishes: potential biomarkers of exposure, 17-57. *In: McCarthy, J.F. & L.R. Shugart (Eds.), Biomarkers of Environmental Contamination.* Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Hobson, E.S. 1968. Predatory behavior of some shore fishes in the Gulf of California. *U.S. Fish Wildl. Serv. Res. Rep.*, 72:1-92.

- Hogstrand, C. & C. Haux. 1991. Binding and detoxification of heavy metals in lower vertebrates with reference to metallothionein. *Comp. Biochem. Physiol.*, 100:137-142.
- 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 de doctorado. Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM). 127 p.
- Huerta-Díaz, M.A., A. Muñoz-Barbosa., X.L. Otero., J. Valdivieso-Ojeda & 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.
- Hurlbert, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecol.*, 59 (1): 67-77. <https://dx.doi.org/10.2307/1936632>.
- INEGI. 2017. Instituto nacional de estadística y geografía. <http://saludbcs.gob.mx/pdf/estadistica/2017/Demografia.pdf>.
- Irigoyen-Arredondo, M.S., E. Marin-Enríquez, X.G. Moreno Sánchez, L.A. Abitia-Cardenas, & J. S. Ramírez-Pérez. 2016. Weight-length relationship and condition factor of leopard grouper *Mycteroperca rosacea* (Perciformes: Serranidae) from the Gulf of California. *Calif. Fish Game.*, 102(2):50-54.
- Irigoyen-Arredondo, M.S. 2018. 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 de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), 144 p.
- Isaacs, J.D. 1973. Potential trophic biomasses and trace-substance concentrations in unstructured marine food webs. *Mar. Biol.*, 22: 97–104.

- ISO/IEC 17025 (Norma). Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y de calibración. 2a . edición. 2005.
- Ivanina, A.V. & 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 & J. Namiesnik. 2011. Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, part II: metal concentrations in animal tissues. *Pol. J. Environ. Stud.*, 20 (5), 1127–1146.
- Janadeleh, H. & M. Kardani. 2016. Heavy metals concentrations and human health risk assessment for three common species of fish from Karkheh River, Iran. *Iranian J. Toxicol.*, 10(6): 31-37.
- Jaramillo-Londoño, A.M. 2009. Estudio de la biología trófica de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera. Relaciones con la acumulación de metales pesados. Tesis de doctorado. Universidad Politécnica de Valencia. (UPV), 478 p.
- Jaishankar, M., T. Tseten., N. Anbalagan., B.B. Mathew & K.N. Beeregowda. 2014 Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdiscip. Toxicol.*, 7(2):60-72.
- Jezierska, B. & M. Witeska. 2007. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. Soil and water pollution monitoring. *Prot Rem.*, 69:107-114.
- Jezierska, B., K. Lugowska & M. Witeska. 2009. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). *Fish Physiol. Biochem.*, 35(4): 625-640.
- Jiménez-Valverde, A. & J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Rev. Iber. Aracnol.*, 8:151–161

- Jonathan, M.P., E. Shumilin, G.M. Rodríguez-Figueroa, P.F. Rodríguez-Espinosa & S.B. Sujitha. 2016. Potential toxicity of chemical elements in beach sediments near Santa Rosalía copper mine, Baja California Peninsula, Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 180: 91-96.
- Joshi, N., A. Paliwal & V.Pant. 2016. Toxicity of heavy metals and its management through phytoremediation. *Oct. Jour. Env. Res.*, 4(2): 168-180.
- Kashkina, A.A. 1986. Feeding of fishes on salps (Tunicata, Thaliacea). *J. Ichthyol.*, 26(A): 57-64.
- Kavlock, R.J., G.P. Daston, C. DeRosa, P. Fenner- Crisp, L.E. Gray, S. Kaattari, G. Lucier, M. Luster, M.J. Mac, C. Maczka, R. Miller, J. Moore, R. Rolland, G. Scott, D.M. Sheehan, T. Sinks, & H.A. Tilson. 1996. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disrupters: a report of the U.S. EPA-sponsored workshop. *Environ. Health Perspect.*, 104 (Supp.4):715-740.
- Keen, E. M. 2012. Adult Euphausiidae of the Coastal Northeast Pacific: A Field Guide. Unpublished. SIO275 Taxon Project.
- Khan, N., K.Y. Ryu., J.Y. Choi., E.Y. Nho., G. Habte., H. Choi., M.H. Kim., K.S. Park & K.S. Kim. 2015. Determination of toxic heavy metals and speciation of arsenic in seaweeds from South Korea. *Food Chem.*, 169: 464-70.
- Kibria, G. 2016. Trace metals/heavy metals and its impact on environment, biodiversity and human health -A short review. 5 p. doi: 10.13140/RG.2.1.3102.2568.
- Kinne, O. 1984. *Marine Ecology, Ocean management*. John Wiley, (5): 618-627.
- King, R.P. 1996. Length-Weight relationship of Nigerian Coastal water fishes. *Fishbyte.*, 19(4): 53-58.
- Krebs, C. 1999. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman, Menlo Park. 620 p.

- Krishna, K.P.K., V.K. Pillai & K.K. Valsala. 1990. Bioaccumulation of trace metals by marine flora and fauna near a caustic soda plant (Karwar, India). *Indian J. Fish.*, 37 (2): 129-137.
- Krishna, P.V., V. Jyothirmayi & K. Madhusudhana Rao. 2014. Human health risk assessment of heavy metal accumulation through fish consumption, from Machilipatnam Coast, Andhra Pradesh, India. *Int. Res. J. Public Environ. Health.*, 1(5):121-125.
- Kumar, K.A. & H. Achyuthan. 2007. Heavy metal accumulation in certain marine animals along the east coast of Chennai, Tamil Nadu, India. *J. Environ. Biol.*, 28: 637-643.
- Labropoulou, M. & A. Eleftheriou. 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. *J. Fish Biol.*, 50(2): 324-340.
- Lanz, E.E., M. O. Nevárez-Martínez., J. López-Martíne & J. A. Dworak. 2008. Spatial distribution and species composition of small pelagic fishes in the Gulf of California. *Rev. Biol. Trop.*, 56 (2):575–590
- Lavín, M.F & S.G. Marinone. 2003. An overview of the physical oceanography of the central Gulf of California. *In: Velasco Fuentes, O.U., J. Sheinbaum & J. L. Ochoa (Eds.) Nonlinear processes in geophysical fluid dynamics.* Springer-Science Business Media, BV, Dordrecht, the Netherlands. [https://dx.doi.org/10.1007/978-94-010-0074-1\\_](https://dx.doi.org/10.1007/978-94-010-0074-1_)
- Le Cren, E. D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the Perch (*Percafluviatilis*). *J. Anim. Ecol.*, 20:201-219.
- Lepp, N.W. 1977. Interactions between cadmium and other heavy metals in affecting the growth of lettuce (*Lactuca sativa* L. c. v. Webbs wonderful) seedlings. *Z. Pflanzenphysiol.*, 84(4):363-367

- Leyton, S.A.F., E. Muñoz, M.S. Gordillo., G.C.G. Sánchez ., L.A. Muñoz & A.D. Soto. 2015. Estimation of Fulton's condition factor (K) and the length-weight relationship of three fish species present in a sector subjected to environmental stress Factors in high Cauca river basin. *Rev. Asoc. Col. Cienc.*, 27:24-31.
- Leung, H.M., A.O.W. Leung., H.S. Wang., K.K. Ma., Y. Liang., K.C. Ho., K. C. Cheung., F. Tohídi & K.K.L. Yung. 2014. Assessment of heavy metals/metalloid (As, Pb, Cd, Ni, Zn, Cr, Cu, Mn) concentrations in edible fish species tissue in the Pearl River Delta (PRD), China. *Mar Pollut Bull.*, 78: 235-245.
- Li, W.C. & H.F. Tse. 2015. Health risk and significance of mercury in the environment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22: 192-201. (DOI: 10.1007/s11356-014-3544-x)
- Lloret, J., G. Shulman & R. M. Love. 2013. *Condition and Health Indicators of Exploited Marine Fishes*. John Wiley & Sons. 265 p.
- López-Serrano, A. 2018. Variación geográfica e interanual de la biomasa de *Sardinops Sagax* y *Engraulis mordax* en el Golfo de California: Un Enfoque Acústico. Tesis de doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas- (CICIMAR-IPN), 155 p.
- Lowry, M.S. 2011. Photographic catalog of California marine fish otoliths: prey of California Sea Lions (*Zalophus californianus*). NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC 483, 250 p.
- Maceda-Veiga, A., M. Monroy & A. de Sostoa. 2012. Metal bioaccumulation in the Mediterrean Barbel (*Barbus meridionalis*) in a mediterranean river receiving effluents from urban and industrial wastewater treatment plants. *Ecotoxicol. Environ. Safety.*, 76:93-101.

- Magalhães, D.P., M.R.C. Marques., D.F. Baptista & D.F. Buss. 2015. Metal bioavailability and toxicity in freshwater. *Environ. Chem. Lett.*, 13(1): 68-87. (doi.org/10.1007/s10311-015-0491-9)
- Mahino, F., N. Usmani & M. Mobarak Hossain. 2014. Heavy Metal in Aquatic Ecosystem Emphasizing its Effect on Tissue Bioaccumulation and Histopathology: A Review. *J. Environ. Sci. Technol.*, 7: 1-15.
- Malathi, S., & S. Thippeswamy. 2011. Morphometry, lengthweight and condition in *Parreysia corrugata* (Mullar 1774) (Bivalvia: Unionidae) from river Malthi in the Western Ghats, India. *Int. J. Biol. Sci.*, 2(1): 43-52.
- Malik, D.S. & K.V. Sastry. 1998. Effects of zinc toxicity on biochemical composition of muscle and liver of murrel (*Channa punctatus*). *Environ. Int.*, 24: 433-438
- Manahan, S.E. 2006. *Introducción a la química ambiental*. Editorial. Reverté, S.A. UNAM. México. 760 p.
- Mancera-Rodríguez, N.J. & R. Álvarez-León. 2006. Estado de conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces de dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biol. Col.* 11 (1): 3-23.
- Martin, J.H. & W.W. Broenkow. 1975. Cadmium in plankton: Elevated concentrations off Baja California. *Sci.*, 190: 884-885.
- Martínez-Gómez, S. 2009. Producción de biomasa de *Nyctiphanes simplex* (Crustacea: euphausiacea) en el Golfo de California, México. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), 107 p.
- Martínez-Gutiérrez, G. & L. Mayer. 2004. Huracanes en Baja California, México y sus implicaciones en la sedimentación en el Golfo de California. *GEOS México* 24: 57-64.

- Martínez-Zavala, M.A., M.O.Nevárez-Martínez., M.L. Anguiano-Carrasco., J.P. Santos-Molina & A.R. Godínez-Cota. 2010. Captura de peces pelágicos menores en el Golfo de California, temporada de pesca 2007–2008. *Cienc. Pesq.*, 18 (2): 5-18.
- Martino, M., A. Turner., M. Nimmo & G.E. Millward. 2002. Resuspension, reactivity and recycling of trace metals in the Mersey Estuary, UK. *Mar. Chem.*, 77:171-186.
- Martorell, J.J.V. 2010. Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa suratlántica andaluza afectados por contaminación difusa. Tesis de doctorado. Universidad de Cádiz (UCA), 528 p.
- Mascareñas-Osorio, I. 2002. Colección de referencia de otolitos de peces arrecifales de La Paz, B. C. S. México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), 78 p.
- Matasin, Z., M. Ivanusic., V. Orescanin., S. Nejedli & I. Tlak Gajger. 2011. Heavy metal concentration in predator. *Fish. J. Anim. Vet. Adv.*, 10(9): 1214-1218.
- Mathana, P., S. Thiravia Raj., C. Radha Krishnan Nair & T. Selvamohan. 2012. Bioaccumulation of some heavy metals in different tissues of commercial fish *Lethrinus lentjan* from Chinnamuttom coastal area, Kanyakumari, Tamil Nadu. *Adv. Appl. Sci. Res.*, 3(6):3703-3707.
- Maunder, R.J., J. Buckley., A.L. Val & K.A. Sloman. 2011 Accumulation of dietary and aqueous cadmium into the epidermal mucus of the discus fish *Symphysodon* sp. *Aquat. Toxicol.*, 103, 205–212.
- McCarthy, J.F & L.R. Shugart. 1990. Biomarkers of environmental contamination, 3-14. *In: Biomarkers of Environmental Contamination*, J.F. McCartily & L.R. Shugart (Eds.), CRC Press, Boca Raton, Florida.

- Méndez, L., L.M. Salas-Flores., A. Arreola-Lizarraga., S.T. Álvarez-Castañeda & B. Acosta. 2002. Heavy Metals in Clams from Guaymas Bay, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 68: 217-223.
- Mendoza-Bustamante, J.A. 2002. Aspectos ecológicos de reclutamiento de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* Streets, 1877 (Pisces: Serranidae) en camas de sargazo, San Juan de la Costa, B.C.S., México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS). 54 p.
- Mendoza-Portillo, F.J. 2013. Estructura de la comunidad del holoplancton y meroplancton durante invierno y verano en el Golfo de California. Tesis de maestría. Centro interdisciplinario de Ciencias Marina (CICIMAR-IPN). 86 p.
- Miller, D. J. & R. N. Lea. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California. *Cal. Dep. Fish Game. Fish. Bull.*, 157: 249.
- Moiseenko, T. I. 2010. Effect of toxic pollution on fish populations and mechanisms for maintaining population size. *Russ. J. Ecol.*, 41(3): 237-243.
- Morado, C. N., F. G. Araújo & I. D. Gomes. 2017. The use of biomarkers for assessing effects of pollutant stress on fish species from a tropical river in Southeastern Brazil. *Acta Scient. Biol. Sci.*, 39 (4): 431- 439.
- Morales, J. & C. García-Alzate. 2016. Estructura trófica de los peces en arroyos del Corral de San Luis, cuenca del Bajo Magdalena, Caribe, Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 64(2): 715-732.
- Moreno, C., W. Duarte & J. Zamorano. 1979. Variación latitudinal del número de especies de peces en el sublitoral rocoso: una explicación ecológica. *Arch. Biol. Med. Exper.* 12:169-178.
- Moreno, F., K. Acevedo., M. Grijalba-Bendeck., C. PoloSilva & A. Acero. 2009. Espectro trófico de la raya eléctrica *Narcine bancroftii* (Griffith & Smith 1834) (Elasmobranchii, Narcinidae) en playa Salguero, Santa Marta, Caribe Colombiano. *Pan. Am. J. Aquat. Sci.*, 4(4): 413-422.

- Moreno-Sánchez, X.G., L.A. Abitia-Cárdenas., G. Trujillo-Retana., A.F. Navia-López., J.S. Ramírez-Pérez, & B. Shirasago-German. 2016. Variation of feeding habits of *Lutjanus peru* (Actinopterygii: Perciformes: Lutjanidae) caught in two regions of the Gulf of California, Mexico. *Acta Ichthyol. Piscat.*, 46 (2): 97–108 (doi: 10.3750/AIP2016.46.2.05).
- Moreno-Sánchez, X.G., M.P. Pérez-Rojo., M.S. Irigoyen-Arredondo., E. Marín-Enríquez & L.A. Abitia-Cárdenas. 2019. Feeding habits of the leopard grouper, *Mycteroperca rosacea* (Actinopterygii: Perciformes: Epinephelidae), in the central Gulf of California, BCS, Mexico. *Acta Ichthyol. Piscat.* 49(1): 9-22. <https://dx.doi.org/10.3750/AIEP/02321>.
- Morris, R.H., D.P. Abbott & E.C. Haderlie. 1980. *Intertidal Invertebrates of California*. Stanford (CA): Stanford California, University Press. 690 p.
- Mukherjee, A., H. Dhir & A. Sharma. 1990. Interaction between essential elements-Zinc and iron and metal pollutants-cadmium and lead on cell division and chromosome aberrations in *Vallisneria spiralis* L. *Cytologia.*, 55: 405-410.
- Muñoz-Barbosa, A. & M.A. Huerta-Díaz. 2013. Trace metal enrichments in nearshore sediments and accumulation in mussels (*Modiolus capax*) along the eastern coast of Baja California, Mexico. *Mar.Pollut. Bull.*, 77:71-81.
- Musseau, C., S. Vincenzi., D. Jesenšek., I. Cantera ., S. Bouleîtreau., F. Santoul & A.J. Crivelli. 2015. Direct and indirect effects of environmental factors on dietary niches in size-structured populations of a wild salmonid. *Ecosphere.*, 6(12):256. doi.org/10.1890/ES15-00109.1.
- Neff, J.M. 2002. Bioaccumulation in marine organisms. *Effect of contaminants from oil well produced water*. Elsevier Science Oxford, Massachusetts, USA. 452p.
- Nie, X.; Y. Chen., Y. Chen., C. Chen., B. Han., Q. Li., C. Zhu., F. Xia., H. Zhai & N. Wang 2017. Lead and cadmium exposure, higher thyroid antibodies and thyroid dysfunction in Chinese women. *Environ. Pollut.*, 230: 320–328.

- Nikolsky, G.V. 1963. The ecology of fishes. Academic Press, London, 352 p.
- NOM-027-SSA1-1993 Norma Oficial Mexicana. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos, refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Secretaría de Salud. Diario Oficial, 14 de marzo de 1994.
- Ochoa, B.R.S., G.M. García & R.R. Martínez. 1991. La actividad reproductiva de *Lutjanus peru* (Perciformes: Lutjanidae) en las costas de San José del Cabo, BCS. Book of Abstracts, II Congreso Nacional de Ictiología, San Nicolás de las Garzas, Nuevo León, 40 p.
- ODEQ (Oklahoma Department of Environmental Quality). 2003. Fish tissue metals analysis in the Tri-State Mining Area. Customer Services Division, FY03 Section 106 Water Quality Management Program, Oklahoma City, OK, 33 pp. (<http://www.deq.state.ok.us/pubs/csd/TarCreefish.pdf>).
- Okolodkov, Y.B. 2010. Biogeografía Marina. Universidad Autónoma de Campeche (UAC). Centro de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX). 217 p.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet., M. Friendly., R. Kindt., P. Legendre., D. McGlinn., P.R. Minchin., R.B. O'Hara., G.L. Simpson., P. Solymos., M.H.H. Stevens., E. Szoecs & H. Warner. 2015. vegan: Community Ecology Package. R Package version 2.2-1. [http:// CRAN.R-project.org/package=vegan](http://CRAN.R-project.org/package=vegan)
- Olmedo P., A.F. Hernández., A. Pla., P. Femia., A. Navas-Acien & F. Gil. 2013. Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury-selenium balance. *Food Chem. Toxicol.*, (62):229-307.
- Ortegon-Torres, L., K. Ordoñez-Osorio., B. Henao-Murillo., A. Guio-Duque & C. PelaezJaramillo. 2014. Efectos genotóxicos de los contaminantes ambientales, en peces de importancia comercial del río Magdalena, en el departamento del Tolima. *Tumbaga.*, 1(9): 21-53.

- Pacheco-Rovira, L. 2003. Ciclo reproductivo de la especie *Lutjanus peru* (Nichols y Murphy, 1922), aspectos microscópicos del crecimiento y desarrollo de los ovocitos. Tesis de licenciatura. Universidad de Panamá (UP). 66 p.
- Pait, A.S. & J.O. Nelson. 2002. Endocrine Disruption in Fish: An Assessment of Recent Research and Results. 149 NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS CCMA, 48 p.
- Palupi, M., S. Andayani & M. Fadjar. 2016. Bioaccumulation of heavy metal Zinc (Zn) and Copper (Cu) and Histology of grouper (*Epinephelus Suilus*) in coastal panceng waters of Gresik regency. *Int. J. Sci. Technol. Res.*, 5 (1): 21-25.
- Parrish, J.D. 1987. The trophic biology of snappers and groupers, 405–463. *In*: J. J. Polovina & S. Ralston, (Eds.). Tropical snappers and groupers: biology and fisheries management. Westview Press, Boulder, CO.
- Patrón-Gómez, J.C. 2013. Biomagnificación y distribución de mercurio en batoideos capturados en el Noroeste de México. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico de Mazatlán (TecNM). 1-59 p.
- Palaniappan, P.L.R.M. & V.B. Renju. 2009. FT-IR study of the effect of zinc exposure on the biochemical contents muscle of *Labeo rohita*. *Infrared Phys. Techn.*, 52: 37-41.
- Pereira, J., R. Mercalado, C. Kuropat, D. Luedke & G. Senne. 1993. Effects of cadmiun accumulation on serum vitelogenin levels and hepatosomatic and gonadosomatic indices of winter flounder. *Env. Toxicol.*, 24: 427-431.
- Pérez España, H. 2003. Ecological importance of snappers in the stability of modeled coastal ecosystems. *Ecol. Modell.*, 168 13-24.
- Ploetz, D.M., B.E. Fitts & T.M. Rice. 2007. Differential accumulation of heavy metals in muscles and liver of a marine fish (King Mackerel, *Scomberomorus cavalla*, Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 78:134-137.

- Pontes, V., A.F. Lucena Frédou., C. da Silva Montes & R. Martins Rocha. 2013. Fish histopathology and catalase activity as biomarkers of the environmental quality of the industrial district on the Amazon estuary, Brazil. *Acta. Sci. Biol. Sci.*, 35 (3):395-401.
- Qadir, A. & R.N. Malik. 2011. Heavy metals in eight edible fish species from two polluted tributaries (Aik and Palkhu) of the river Chenab, Pakistan. *Biol. Trace Elem. Res.*, 143:1524-1540.
- Rajeshkumar, S. & X. Li. 2018. Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicol. Rep.*, 5: 288-295.
- Ramírez-Islas, M.E., A. De la Rosa-Pérez., F. Altuzar-Villatoro & P. Ramírez-Romero. Total mercury concentration in two marine fish species, mackerel (*Scomberomorus* sp.) and snapper (*Lutjanus* sp.), from several Mexican fishing ports. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 25:13894-13905.
- Rand, G.M., P.G. Wells & L.S McCarthy. 1995. Introduction to aquatic ecology. *En: Rand, G.M. (Ed.), Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Taylor and Francis, London, p. 3-53.
- Raynbow, P.S. & S.L. White. 1989. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: Zinc, copper and cadmium in a decapod, and amphipod and a barnacle. *Hydrobiologia.*, 174:245-262.
- R Core Team, 2017: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rentería-Cano, M.E., L. Sánchez-Velasco, E. Shumilin, M. F. Lavín & J. GómezGutiérrez. Major and trace elements in zooplankton from the northern Gulf of California during summer. *Biol. Trace Element Res.* 142: 848-864.
- Repetto-Jimenez, M. & G. Repetto-Kuhn. 2009. *Toxicología fundamental*. 4ª ed. Editorial Díaz de Santos, Madrid, España. 35 p.

- Ricker, W.E. 1973. Linear regressions in fishery research. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 30: 309-434.
- Rivera, M.J., L.C. Méndez-Rodríguez., E. Serviere-Zaragoza., P. Hernández-Almaraz., B. Acosta-Vargas., A. Mazariegos-Villareal., M. Gonzáles-Aravena., L. Viloria-Gómora., T. Olavarrieta-García., *et al.* 2018. Bioacumulación y transferencia de metales y contaminantes emergentes a través de las cadenas tróficas. *Samsara*. México. pp 20-22.
- Robinson, A.R. & K.H. Brink. 2006. *The global coastal ocean interdisciplinary regional studies and syntheses*, Volume 14, The Sea. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 1567 p.
- Robles, J.M. & S.G. Marinone. 1987. Seasonal and interannual thermohaline variability in the Guaymas Basin in the Gulf of California. *Cont. Shelf Res.*, 7(7):715-733.
- Rocha-Olivares, A. & V. M. Gómez-Muñoz. 1993. Validación del uso de otolitos para determinar la edad del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* (Perciformes: Lutjanidae), en la Bahía de La Paz y aguas adyacentes, BCS, México. *Cienc. Mar.*, 19(3):321-331.
- Roden, G.I. 1964. Oceanographic aspects of the Gulf of California *In*: F. Gonzáles-Farias & J. Rosa-Vélez (Eds.), *Temas de oceanografía biológica en México*. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Vol II., Ensenada, B.C. México 288 p.
- Rojas-Herrera, A. 2001. Aspectos de dinámica de poblaciones del huachinango *Lutjanus peru* (Nichols y Murphy, 1922) y del flamenco *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869) (Pisces: Lutjanidae), del litoral de Guerrero, México. Tesis de doctorado. Universidad de Colima (U. de C), 207 p.
- Rojas-Herrera, A., M. Mascaré & X. Chiappa-Carrara. 2004. Hábitos alimentarios de los peces *Lutjanus peru* y *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) en Guerrero, México. *Rev. Biol. Trop.*, 52(4): 959-971.

- Roldan-Wong, N.T. 2017. Bioacumulación y biomagnificación de elementos potencialmente tóxicos en el pulpo *Octopus hubbsorum* del puerto minero de Santa Rosalía, Golfo de California. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), 107 p.
- Romero, J. M. 1991. El Boleo, Santa Rosalía, Baja California Sur. Un pueblo que se negó a morir (1885-1954). Universidad de Sonora-Gobierno del Estado de Baja California Sur-CEMYC-Embajada de Francia, Edición 1, 434 p.
- Ruelas-Inzunza, J., B. Vega-Sanchez., M. Ramos-Osuna M. & F. Paez-Osuna. 2011. Trophic transfer and dietary mineral intake of essential elements in *Thunnus albacares* and *Katsuwonus pelamis* from the Eastern Pacific. *Biol Trace Elem Res.*, 143(1):231-239.
- Ruelas-Inzunza, J.R., O. Escobar-Sánchez & F. Páez-Ozuna. 2014. Mercury in fish, crustaceans and mollusks from estuarine areas in the Pacific Ocean and Gulf of México under varying human impact. *In*: F. Amezcua, B. Bellgraph (Eds.), Fisheries management of mexican and central American estuaries, estuaries of the World.doi 10.1007/978-94-017-8917-2\_3.
- Sabullah, M. K., S.A. Ahmad., A. Shukor., M. Yunus., A.J Gansau., M.A. Syed & N.A. Shamaan. 2015. Heavy metal biomarker: Fish behavior, cellular alteration, enzymatic reaction and proteomics approaches.*Int. Food Res. J.*, 22(2):435-454.
- Sadiq, M. 1992. Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel Dekker, New York. 390 p.
- Salgado-Barragán, J. & M.E. Hendrickx. 2010. Clave ilustrada para la identificación de los estomatópodos (Crustacea, Hoplocarida) del Pacífico Oriental. *Rev. Mex. Bio.* 81:1-49.

- Santamaría del Ángel, E., S. Álvarez-Borrego & F.E. Müller-Karger. 1994. Regiones biogeográficas del Golfo de California, basadas en las imágenes del Coastal Zone Color Scanner. *In*: F. González Farías & J. Rosa-Vélez (Eds.), Temas de oceanografía biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California (UABC), 288(2):63-81.
- Santamaría-Miranda, A. 1998. Hábitos alimenticios y ciclo reproductivo del huachinango *Lutjanus peru*, (Nichols & Murphy, 1922) Pisces: Lutjanidae en Guerrero, México. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), 102 p.
- Santamaría, A. & E. Chávez. 1999. Evaluación de la pesquería de *Lutjanus peru* (PISCES: Lutjanidae) de Guerrero, México. *Rev. Biol. Trop.*, 47 (3): 571-580.
- Santamaría-Miranda, A., J.F. Elorduly-Garay & A. Rojas-Herrera. 2003. Hábitos alimentarios de *Lutjanus peru* (Pisces: Lutjanidae) en las costas de Guerrero, México. *Rev. Biol. Trop.*, 51 (2):101-123.
- Santana-Iturríos, M.D., D.S. Palacios-Salgado. & C.A. Salinas-Zavala. 2013. Abundance and distribution of lantern fishes (Myctophiformes: Myctophidae) around San Pedro Martir Island, Gulf of California, during 2008. *Latin Am. J. Aquat. Res.*, 41: 387-394.
- Santoyo-Telles, F., J. Mariscal-Romero., C. Gómez-Galindo & H. Gutiérrez-Pulido. 2019. Relaciones talla-peso y factor de condición de la tilapia *Oreochromis niloticus* en cinco cuerpos de agua del estado de Jalisco, México. *CIBA Rev. Iber. Cienc. Biol. Agropec.*, 8(16): 82 - 105
- Sañudo-Wilhelmy, S.A. & A.R. Flegal. 1996. Trace metal concentrations in the surf zone and in coastal waters off Baja California, Mexico. *Environ. Sci. Technol.*, 30: 1575-1580.

- Sarkar, U.K., G.E. Khan., A. Dabas., A.K. Pathak., J.I. Mir., S.C. Rebello., A. Pal & S.P. Singh. 2013. Length weight relationship and condition factor of selected fresh water fish species found in River Ganga, Gomti and Rapti, India. *J. Environ. Biol.*, 94:951-956.
- Sarmiento, F.O. 2001. *Diccionario de Ecología de Paisajes, Conservación y Desarrollo Sustentable para Latinoamérica*. Ed. Abya-Yala. Ecuador. 226 p.
- Saucedo-Lozano, M., C. González-Sansón & X. Chiappa-Carrara. 1999. Alimentación natural de juveniles de *Lutjanus peru* (Nichols y Murphy, 1922) (Lutjanidae:Perciformes) en la costa de Jalisco y Colima, México. *Cienc. Mar.*, 25(3): 381-400.
- Schenone, N.F., L. Vackova & A. Fernandez-Cirelli. 2013. Differential tissue accumulation of arsenic and heavy metals from diets in three edible fish species. *Aquacult. Nutr.*, 20: 364-371.
- Schmitt, C. J., W. G. Brumbaugh & T. W. May. 2007. Accumulation of metals in fish from lead-zinc mining areas of southeastern Missouri, USA. *Ecotox. Environ. Safe.*, 67, 14-30. doi:10.1016/j.ecoenv.2006. 11.002
- Segura-Guevara, R. F., M. L. Contreras Ortega & C. W. Olaya-Nieto. 2011. Relación longitud-peso de la cachana (*Cynopotamus Atratoensis*) en la ciénaga grande de Lorica, Colombia. *Acta. Biol. Colomb.*, 16 (1):77 – 86
- Shalaka, S. Y & P. Pragna. 2013. Gonadosomatic and hepatosomatic indices of freshwater fish *Oreochromis mossambicus* in response to a plant nutrient. *World J. Zool.*, 8(1): 110-118
- Shumilin, E.N., G. Rodríguez-Figueroa., E. Morton-Bermea., E. Lounejeva-Baturina, Hernández & 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., V. Gordeev., G. Rodríguez-Figueroa., L. Demina & K. Choumilina. 2011. Assessment of geochemical mobility of metals in surface sediments of the Santa Rosalía mining region, western Gulf of California. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 60: 8-25.
- Shumilin, E., A.F. Jiménez-Illescas & 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.
- SINAT-SEMARNAT. 2011. Manifestación de impacto ambiental modalidad particular. Terminal Marítima el Boleo. Minera Metalúrgica del Boleo, S.A. de C.V. Proyecto CAM S.A. de C.V. Ciudad de México. 293 p.
- Spry, D.J., P.V. Hodson & C.M. Wood. 1988. Relative contributions of dietary and waterborne zinc in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45:32–41.
- Srivastava, R. & N. Srivastava. 2008. Changes in nutritive value of fish, *Channa punctatus* after chronic exposure to zinc. *J. Environ. Biol.*, 29:299-302.
- Stephens, D.W. & J.R. Krebs. 1986. Foraging theory. Princeton University Press, Princeton. 247 p.
- Takarina, N. D. & A. Adiwibowo. 2010. Content of heavy metals (Cr, Cu, Pb, and Zn) in macrozoobenthos at Jakarta Bay. *J. Coast. Develop.*, 14 (1): 75 – 80.
- Taweel, A., M. Shuhaimi-Othman & A.K. Ahmad. 2011. Heavy metals concentration in different organs of tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from selected areas of Bangi, Selangor, Malaysia. *Afr J. Biotechnol.*, 10:11562–11566
- Tekin-Özan, S. 2008. Determination of heavy metal levels in water, sediment and tissues of tench (*Tinca tinca* L., 1758) from Beyşehir Lake (Turkey). *Environ. Monit. Assess.*, 145:295-302.

- Thiyagarajan, D., K. Dhaneesh., T. Kumar., S. Kumaresan & T. Balasubramanian. 2012. Metals in fish along the southeast coast of India. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 88(4): 582-588.
- Todorova, K., I. Velcheva., V. Yancheva., S. Stoyanova., P. Dimitrova., S. Tomov & E. Georgieva. 2019. Interactions of lead with other heavy metals (Cadmium, Nickel and Zinc) in toxic effects on the histological structure of gills of the common carp *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758. *Acta. Zool. Bulg.*,71(1):95-102
- Tovar-Sánchez, E., L.T. Cervantes., C. Martínez., E. Rojas., M. Valverde., M.L. Ortiz-Hernández & P. MussaliGalante. 2012. Comparison of two wild rodent species as sentinels of environmental contamination by mine tailings. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 19, 1677-1686.
- Tremain, D.M. & 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.
- Tresierra, A.E. & Z.G. Culquichicón. Manual de biología pesquera. Trujillo: Concytec, 1995.
- 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.
- U.S. EPA. 2000. Guidance For Assessing Chemical Contaminant Data For Use in Fish Advisories, Volume II: Risk Assessment and Fish Consumption Limits. U.S. EPA, Washington, DC.
- Vázquez, I.R. J. Rodríguez, L.A. Abitia & F. Galvan. 2008. Food habits of the yellow snapper *Lutjanus argentiventris* (Peters, 1869) (Percoidae:Lutjanidae) in La Paz Bay, Mexico. *Rev. biol. mar., Oceanogr.* 43(2):295-302.

- Wah Chu, K. & K.L.Chow. 2002. Synergistic toxicity of multiple heavy metals is revealed by a biological assay using a nematode and its transgenic derivative. *Aquat. Toxicol.*, 61(1-2):53-64. (DOI: 10.1016/s0166-445x(02)00017-6. PMID: 12297370).
- Wang, W.X & R.S.K. Wong. 2003. Bioaccumulation kinetics and exposure pathways of inorganic mercury and methylmercury in a marine fish, the sweetlips *Plectorhinchus gibbosus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 261:257-68.
- Wang, W.X. 2013. Prediction of metal toxicity in aquatic organisms. *Chin. Sci. Bull.*, 58:194–202.
- Wang, X.N., Y.G. Gu & Z.H. Wang. 2018. Biological risk assessment of heavy metals in sediments and health risk assessment in bivalve mollusks from Kaozhouyang Bay, South China. *Mar. Pollut. Bull.*, 133: 312–319
- Watanabe, K.H., F.W. Desimone., A. Thiyagarajah., W.R. Hartley & A.E. Hindrichs. 2003. Fish tissue quality in the lower Mississippi River and health risks from fish consumption. *Sci Total. Environ.*, 302:109–26
- Whitehead, P.J.P. 1985. FAO species catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world. *An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf-herrings*. Part I. Chirocentridae, Clupeidae, and Pristigasteridae. *FAO Fish. Synop.*, 7(125):1-303.
- Willis, J.N. & W.G. Sunda.1984. Relative contributions of food and water in the accumulation of zinc by two species of marine fish. *Mar. Biol.*, 80:273-279.
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecol.*, 81(2):225–241.
- Wolff, C.A. 1982. A beak key for eight eastern tropical Pacific cephalopods species, with relationship between their beak dimensions and size. *Fish. Bull.*, 80(2):357-370.

- Wong, C.K., P.P.K. Wong & L.M. Chu. 2001. Heavy Metal Concentrations in Marine Fishes Collected from Fish Culture Sites in Hong Kong. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 40:60–69. (doi : 10.1007/s002440010148)
- Xu, Y. & W.X. Wang. 2002. Exposure and potential food chain transferfactor of Cd, Se and Zn in marine fish *Lutjanus argentimaculatus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 238:173-186.
- Yacoub, A.M. 2007. Study on some heavy metals accumulated in some organs of three River Nile fishes from Cairo and Kalubia governorates. *Afr. J. Biol. Sci.*, 3(3):9- 21.
- Yacoub, A.M. & N.S. Gad. 2012. Accumulation of some heavy metals and biochemicalalterations in muscles of *Oreochromis niloticus* from the river Nile in upper Egypt. *Int. J. Environ., Eng.* 3:1-10.
- Yancheva, V., I. Velcheva., S. Stoyanova & E. Georgieva. 2015. Histological biomarkers in fish as a tool in ecological risk assessment and monitoring programs: A Review. *Applied Ecol. Environ. Res.*, 14(1): 47-75.
- Yee-Duarte, J. A. 2017. Salud reproductiva de la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) (Mollusca:Bivalvia) en el puerto minero de Santa Rosalía, BCS, México. Tesis de Doctorado. Centro interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN), 177 p.
- Yarsan, E. & M. Yipel. 2013. The important terms of marine pollution “biomarkers and biomonitoring, bioaccumulation, bioconcentration, biomagnification”. *J Mol Biom. Diagn.*, 1: 1-4.
- Yi, Y.J., Y. Zhifeng & Z. Shanghong. 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.

- Yi, Y.J. & S.H. Zhang. 2012. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 19:3989-3996.
- Zárate-Becerra, M.E., E. Espino-Barr., A. García-Boa., E.G. Cabral-Solís., D. Hernández-Montaño., C. Meléndez-Galicia., A. Arellano-Torres., R.M. Gutiérrez-Zavala., E. Cabrera-Mancilla., H.A. Gil-López. *et al.* 2014. Huachinango del Pacífico Centro-Sur, costa de Nayarit a Chiapas. *In:* F.J. Beléndez-Moreno., E. Espino-Barr., G. Galindo-Cortes., M.T. Gaspar-Dillanes., L. Huidobro-Campos & E. Morales-Bojorquez (Eds.), *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo.* SAGARPA Instituto Nacional de Pesca, México, D.F. pp 141–175. <https://dx.doi.org/10.13140/rg.2.1.1184.8807>.
- Zhang, L. & W.X. Wang. 2005. Effects of Zn pre-exposure on Cd and Zn bioaccumulation and metallothionein levels in two species of marine fish. *Aquat. Toxicol.*, 73: 353–369. doi: 10.1016/j.aquatox.2005.04.001.
- Zhao, S., C. Feng., W. Quan., X. Chen., J. Niu & Z. Shen. 2012. Role of living environments in the accumulation characteristics of heavy metals in fishes and crabs in the Yangtze River Estuary, China. *Mar. Pollut. bull.*, 64(6): 1163-1171.
- Zhelev, Z.M., G. S. Popgeorgiev & N.H. Mehterov. 2015. Changes in the hepatosomatic index and condition factor in the populations of *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Ranidae) from anthropogenically polluted biotopes in Southern Bulgaria. Part 2. *Bulg. J. Agricult. Sci.*, 21 (3): 534-539.
- Zhuang, P., Z. Li., M. B. McBride., G. Wang & B. Zou. 2013. Concentrations of heavy metals in fish from a mine affected area and potential health risk. *Fresen. Environ. Bull.*, 22: 2402–2408.
- Zuluaga-Rodríguez, J., S. E. Gallegos-Ríos. & C. M. Ramírez Botero. 2015. Content of Hg, Cd, Pb and As in fish species: a review. *VITAE.*, 22 (2): 148-159.

## ANEXOS

### Feeding habits of the snapper, *Lutjanus peru* Nichols and Murphy, 1922, in the central Gulf of California

#### Hábitos Alimentarios del pargo, *Lutjanus peru* Nichols and Murphy, 1922, en la porción central del Golfo de California

María del Pilar Pérez-Rojo<sup>1</sup>, Xchel Gabriel Moreno-Sánchez<sup>1\*</sup>, Emigdio Marín-Enríquez<sup>2</sup>, Marina Soledad Irigoyen-Arredondo<sup>1</sup>, Leonardo Andrés Abitia-Cárdenas<sup>1</sup>, María del Mar Quiroga-Samaniego<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto Politécnico Nacional (IPN), Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Departamento de Pesquerías and Biología Marina. Av. Instituto Politécnico Nacional, s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, CP 23096, La Paz, Baja California Sur, México. (MPPR) [bio46@hotmail.com](mailto:bio46@hotmail.com), (XGMS\*) [xchel.moreno@gmail.com](mailto:xchel.moreno@gmail.com) Corresponding author ORCID: 0000-0002-4376-1753, Telephone (+52) 6121413698, (MSIA) [marina.irigoyen@gmail.com](mailto:marina.irigoyen@gmail.com), (LAAC) [laabitia@gmail.com](mailto:laabitia@gmail.com), (MMQS) [mariadelmaralocan@gmail.com](mailto:mariadelmaralocan@gmail.com)

<sup>2</sup> CONACYT - Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS), Facultad de Ciencias del Mar (FACIMAR), Paseo Claussen S/N, Colonia Los Pinos, CP 82000, Mazatlán, Sinaloa, México. (EME) [millomarine@gmail.com](mailto:millomarine@gmail.com)

**RUNNING TITLE:** Feeding habits of the Pacific red snapper

#### ABSTRACT

As the biological basis for survival and development, the diet of fish also represents a baseline for research on all ecological aspects related to the structure and function of marine communities. This study focused on the feeding habits of the Pacific red snapper *Lutjanus peru* in Santa Rosalía, B.C.S. from August 2016 to October 2017. A total of 403 specimens were analyzed and categorized by sex, sexual maturity, and season. The size interval ranged from 21 to 60 cm total length and the weight ranged from 195 to 1,920 g. A total of 29 prey items were identified, including fish (13 items), crustaceans (11 items), mollusks (four items), and tunicates (one item). According to the index of relative importance, the main prey were *Sardinops sagax* (47.65%), *Nyctiphanes simplex* (38.50%), *Harengula thrissina* (11.21%), Myctophidae (0.68%), and *Benthoosema panamense* (0.52%). Prey were consumed

**Figura 1.** Evidencia de la aceptación del artículo que deriva del primer objetivo de la presente tesis.