



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



**BIOMAGNIFICACIÓN, BIOACUMULACIÓN DIFERENCIAL DE  
METALES PESADOS EN TEJIDOS Y ÓRGANOS E IMPACTO EN  
LA CONDICIÓN DE SALUD DEL PARGO LUNAREJO *Lutjanus*  
*Guttatus* (STEINDACHNER, 1869) EN SANTA ROSALÍA B.C.S.**

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

**FILIUS LEE VALLE LÓPEZ**

LA PAZ B.C.S., DICIEMBRE DEL 2021



# 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 03 del mes de Diciembre 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:

del (la) alumno (a):  
**"BIOMAGNIFICACIÓN, BIOACUMULACIÓN DIFERENCIAL DE METALES PESADOS EN TEJIDOS Y ÓRGANOS E IMPACTO EN LA CONDICIÓN DE SALUD DEL PARGO LUNAREJO *Lutjanus Guttatus* (STEINDACHNER, 1869) EN SANTA ROSALÍA B.C.S"**

Apellido Paterno:	<b>VALLE</b>	Apellido Materno:	<b>LÓPEZ</b>	Nombre (s):	<b>FILIUS LEE</b>
-------------------	--------------	-------------------	--------------	-------------	-------------------

Número de registro: A 1 8 0 5 4 9

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 10 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

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

**JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN:** *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*  
El porcentaje de similitud es por aspectos metodológicos adecuadamente referidos a la fuente original.

**\*\*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. SILVIE DUMAS**  
Nombre completo y firma

**DR. LEONARDO ANDRÉS ABITIA CÁRDENAS**  
Nombre completo y firma

**DRA. MARINA IRIGOYEN ARREDONDO**  
Nombre completo y firma

**DR. EMIGDIO MARIN 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. FILIUS LEE VALLE LÓPEZ Alumno (a) del Programa  
DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A180549 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 DRA. MARINA IRIGOYEN ARREDONDO

y cede los derechos del trabajo titulado:

"BIOMAGNIFICACIÓN, BIOACUMULACIÓN DIFERENCIAL DE METALES PESADOS EN TEJIDOS Y ÓRGANOS E IMPACTO

EN LA CONDICIÓN DE SALUD DEL PARGO LUNAREJO *Lutjanus Guttatus* (STEINDACHNER, 1869) EN SANTA ROSALÍA B.C.S."

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: fvalle1500@alumno.ipn.mx - xmoreno@ipn.mx -

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

M en C. FILIUS LEE VALLE LÓPEZ

*Nombre y firma del alumno*

## **DEDICATORIA**

A mis padres: María De Los Ángeles López León y José Manuel Valle González por su invaluable apoyo durante esta etapa y toda la vida.

## **Agradecimientos**

Agradezco sinceramente al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional, por permitirme llevar a cabo el desarrollo de la presente investigación en sus instalaciones.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico durante la elaboración de la presente investigación.

A mis directores de tesis: Dr. Xchel Gabriel Moreno Sánchez y Dra. Marina Soledad Irigoyen Arredondo por su invaluable apoyo y asesoramiento para la concepción y desarrollo del presente estudio.

Al comité revisor: Dr. Leonardo Andrés Abitia Cárdenas, Dra. Silvie Dumas y Dr. Emigdio Marín Enríquez, por sus observaciones y aportaciones a la presente investigación.

<b>INDICE</b>	<b>PÁGINA</b>
<b>LISTA DE TABLAS</b> .....	i
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	iv
<b>GLOSARIO</b> .....	viii
<b>RESUMEN</b> .....	x
<b>ABSTRACT</b> .....	xii
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>2. JUSTIFICACIÓN</b> .....	6
<b>3. HIPÓTESIS</b> .....	6
<b>4. OBJETIVO GENERAL</b> .....	6
4.1 Objetivos específicos.....	7
<b>5. METODOLOGIA</b> .....	8
5.1 Área de estudio .....	8
5.2 Muestreos biológicos.....	9
5.3 Biomagnificación.....	11
5.3.1 Espectro trófico.....	12
5.3.2 Factor de biomagnificación.....	14
5.4 Bioacumulación y organotropía.....	15
5.4.1 Factor de riesgo.....	18
5.4.2 Tasa de ingesta semanal tolerable (TIST).....	19
5.5 índices morfofisiológicos.....	19
5.5.1 Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados .....	20

5.5.2 Relación entre la longitud total y la concentración de metales pesados.....	20
<b>6. RESULTADOS.....</b>	<b>21</b>
6.1 Muestreos biológicos.....	21
6.2 Biomagnificación.....	22
6.2.1 Espectro trófico.....	22
6.2.1.1 Espectro trófico por sexos.....	25
6.2.1.2 Espectro trófico por tallas.....	26
6.2.1.3 Espectro trófico por temporada climática.....	28
6.2.1.4 Amplitud del nicho trófico y estrategia alimentaria.....	28
6.2.1.5 Nivel trófico.....	31
6.2.2 Factor de biomagnificación.....	31
6.3 Bioacumulación y organotropía .....	35
6.3.1 Bioacumulación por sexos.....	38
6.3.2 Bioacumulación por grupos de talla.....	41
6.3.3 Bioacumulación por temporadas climáticas .....	44
6.3.2 Factor de riesgo.....	50
6.3.3 Tasa de ingesta semanal tolerable (TIST).....	53
6.4 índices morfofisiológicos.....	53
6.4.1 Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados.....	56

6.4.2 Relación entre la longitud total y la concentración de metales pesados.....	62
<b>7. DISCUSIÓN.....</b>	<b>63</b>
<b>8. CONCLUSIONES.....</b>	<b>80</b>
<b>9. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>82</b>
<b>10. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>83</b>
<b>11. ANEXOS.....</b>	<b>97</b>



## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla I.</b> Número de organismos analizados ( <i>N</i> ) y rangos de tallas y pesos, general y por categorías. LT, longitud total; P, peso; T, temporada climática.....	21
<b>Tabla II.</b> Tamaño mínimo de muestra de <i>Lutjanus guttatus</i> capturado en la zona costera de Santa Rosalía B.C.S., en general, por sexos, tallas y por temporadas climáticas.....	23
<b>Tabla III.</b> Dieta general de <i>Lutjanus guttatus</i> capturado en la zona costera de Santa Rosalía, B.C.S.....	24
<b>Tabla IV.</b> Valores de significancia para el análisis de variancia de la dieta (Permutational multivariate analysis of variance, PERMANOVA) entre sexos, tallas y temporadas climáticas para <i>Lutjanus guttatus</i> capturados en la zona costera de Santa Rosalía, B.C.S.....	25
<b>Tabla V.</b> Concentraciones promedio de; Cd, Cu, Pb y Zn en músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> y sus presas principales.....	31
<b>Tabla VI.</b> Factor de biomagnificación para las presas principales de <i>Lutjanus guttatus</i> , utilizando la fórmula de Gray, (2002).....	32
<b>Tabla VII.</b> Factor de biomagnificación para las presas principales de <i>Lutjanus guttatus</i> , utilizando la fórmula de Escobar-Sánchez <i>et al.</i> (2011).....	33
<b>Tabla VIII.</b> Factor de biomagnificación para las presas principales de <i>Lutjanus guttatus</i> , utilizando la fórmula de Escobar-Sánchez <i>et al.</i> (2011), para la categoría hembra y macho.....	33
<b>Tabla IX.</b> Factor de biomagnificación para las presas principales de <i>Lutjanus guttatus</i> , utilizando la fórmula de Escobar-Sánchez <i>et al.</i> (2011), para la categoría grupos de talla.....	34

<b>Tabla X.</b> Factor de biomagnificación para las presas principales de <i>Lutjanus guttatus</i> , utilizando la fórmula de Escobar-Sánchez <i>et al.</i> (2011), para la categoría temporada climática.....	35
<b>Tabla XI.</b> Número de tejidos analizados ( <i>N</i> ) y rangos de tallas y pesos para cada órgano, general. LT, longitud total; P, peso.....	36
<b>Tabla XII.</b> Concentraciones promedio de; Cd, Cu, Pb y Zn en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> , presentados en general y por categorías ( <i>i.e.</i> Sexos, grupos de talla y temporadas climáticas).....	48
<b>Tabla XIII.</b> Valores del índice de riesgo (THQ) en niños para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> .....	50
<b>Tabla XIV.</b> Valores del índice de riesgo (THQ) en mujeres para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> .....	50
<b>Tabla XV.</b> Valores del índice de riesgo (THQ) en hombres para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> .....	51
<b>Tabla XVI.</b> Tasa de ingesta semanal tolerable de filete (músculo) de <i>Lutjanus guttatus</i> considerando pesos promedio para grupos de la población de Santa Rosalía, B.C.S.....	53
<b>Tabla XVII.</b> Valores de los índices morfofisiológicos en general y por categoría para la especie <i>Lutjanus guttatus</i> .....	55
<b>Tabla XVIII.</b> Correlaciones significativas resultantes del análisis de correlación de Spearman entre la concentración de metales en branquias e índices morfofisiológicos para <i>Lutjanus guttatus</i> en general y por categorías.....	57
<b>Tabla XIX.</b> Correlaciones significativas resultantes del análisis de correlación de Spearman entre la concentración de metales en gónadas e índices morfofisiológicos para <i>Lutjanus guttatus</i> en general y por categorías.....	59

**Tabla XX.** Correlaciones significativas resultantes del análisis de correlación de Spearman entre la concentración de metales en hígado e índices morfofisiológicos para *Lutjanus guttatus* en general y por categorías.....60

**Tabla XXI.** Correlaciones significativas resultantes del análisis de correlación de Spearman entre la concentración de metales en músculo e índices morfofisiológicos para *Lutjanus guttatus* en general y por categorías.....61

**Tabla XXII.** Parámetros estimados del análisis de regresión lineal entre la longitud total de los organismos de *Lutjanus guttatus* y la concentración de metales en tejidos y órganos.....62

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Mapa del área de muestreo, Santa Rosalía B.C.S. en la parte central del Golfo de California.....	9
<b>Figura 2.</b> Espécimen de la especie <i>Lutjanus guttatus</i> .....	10
<b>Figura 3.</b> Registro mensual de la temperatura superficial del mar, en la parte central del Golfo de California durante el periodo de muestreo.....	11
<b>Figura 4.</b> Liofilizadora Labconco FreeZone 2.5.....	16
<b>Figura 5.</b> Espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer Analyst-700.....	17
<b>Figura 6.</b> Curva de acumulación de las especies presa de <i>Lutjanus guttatus</i> . La flecha muestra la asíntota de la curva. CV, coeficiente de variación.....	22
<b>Figura 7.</b> Variación de ítems presa consumidos por <i>Lutjanus guttatus</i> capturados en la zona costera de Santa Rosalía, B.C.S., determinada con el índice de Importancia Relativa (%IIR), en general y por sexos (hembra o macho).....	26
<b>Figura 8.</b> Variación de ítems presa consumidos por <i>Lutjanus guttatus</i> capturados en la zona costera de Santa Rosalía, B.C.S., determinada con el índice de Importancia Relativa (%IIR), por grupos de talla. G1 (28 - 38 cm), G2 (39 – 48 cm) y G3 (49 - 58 cm).....	27
<b>Figura 9.</b> Variación de ítems presa consumidos por <i>Lutjanus guttatus</i> capturados en la zona costera de Santa Rosalía, B.C.S., determinada con el índice de Importancia Relativa (%IIR), por temporadas climáticas (temporada fría o temporada cálida).....	29
<b>Figura 10.</b> Grafica de Costello; Abundancia presa-especifica (%N) por el porcentaje de Frecuencia de Ocurrencia (%FO), en la dieta general de <i>Lutjanus guttatus</i> capturados en la zona costera de Santa Rosalía, B.C.S.....	30
<b>Figura 11.</b> Concentraciones promedio y desviación estándar de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> . N, número de muestras; p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd 0.05 $\mu\text{g/g}$ ).....	36

<b>Figura 12.</b> Concentraciones promedio y desviación estándar de Cu ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> . N, número de muestras; p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cu 5.0 $\mu\text{g/g}$ ).....	37
<b>Figura 13.</b> Concentraciones promedio y desviación estándar de Pb ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> . N, número de muestras; p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Pb 1.0 $\mu\text{g/g}$ ).....	37
<b>Figura 14.</b> Concentraciones promedio y desviación estándar de Zn ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> . N, número de muestras; p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Zn 50.0 $\mu\text{g/g}$ ).....	38
<b>Figura 15.</b> Concentraciones promedio y desviación estándar de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> , para la categoría sexos. N, número de muestras (macho: hembra); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd 0.05 $\mu\text{g/g}$ ).....	39
<b>Figura 16.</b> Concentraciones promedio y desviación estándar de Cu ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> , para la categoría sexos. N, número de muestras (macho: hembra); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cu 5.0 $\mu\text{g/g}$ ).....	40
<b>Figura 17.</b> Concentraciones promedio y desviación estándar de Pb ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> , para la categoría sexos. N, número de muestras (macho: hembra); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Pb 1.0 $\mu\text{g/g}$ ).....	40
<b>Figura 18.</b> Concentraciones promedio y desviación estándar de Zn ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> , para la categoría sexos. N, número de muestras (macho: hembra); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Zn 50.0 $\mu\text{g/g}$ ).....	41
<b>Figura 19.</b> Concentraciones promedio y desviación estándar de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de <i>Lutjanus guttatus</i> , para la categoría grupos de talla. N, número de muestras (G1; G2; G3); p.h., peso húmedo; LMP, límite	

máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd 0.05 µg/g).....42

**Figura 20.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cu (µg/g, p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría grupos de talla. N, número de muestras (G1; G2; G3); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cu 5.0 µg/g).....43

**Figura 21.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Pb (µg/g, p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría grupos de talla. N, número de muestras (G1; G2; G3); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Pb 1.0 µg/g).....43

**Figura 22.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Zn (µg/g, p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría grupos de talla. N, número de muestras (G1; G2; G3); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Zn 50.0 µg/g).....44

**Figura 23.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cd (µg/g, p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría temporada climática. N, número de muestras (T. fría; T. cálida); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd 0.5 µg/g).....45

**Figura 24.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cu (µg/g, p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría temporada climática. N, número de muestras (T. fría; T. cálida); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cu 5.0 µg/g).....46

**Figura 25.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Pb (µg/g, p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría temporada climática. N, número de muestras (T. fría; T. cálida); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Pb 1.0 µg/g).....46

**Figura 26.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Zn (µg/g, p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría temporada climática. N, número de muestras (T. fría; T. cálida); p.h., peso húmedo;

LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Zn 50.0 µg/g).....47

**Figura 27.** Valores del índice de riesgo (THQ) en niños para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*.....51

**Figura 28.** Valores del índice de riesgo (THQ) en mujeres para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*.....52

**Figura 29.** Valores del índice de riesgo (THQ) en hombres para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*.....52

**Figura 30.** Valores de los índices morfofisiológicos en general y por categoría para la especie *Lutjanus guttatus*.....55

## GLOSARIO

**Antagonismo:** Competencia entre dos o más metales por sitios de absorción, puntos de unión en proteínas de transporte o sitios de almacenamiento en células diana debido a similitudes físicas y químicas entre dichos metales (Kamunde y MacPhail, 2011).

**Bioacumulación:** Proceso por el cual se da un aumento progresivo de la cantidad de un contaminante en un organismo, debido a que la tasa de ingreso excede la capacidad del organismo de remover dicha sustancia del cuerpo (Duffus *et al.*, 2007).

**Biodisponibilidad:** Potencial de un contaminante de ingresar a un organismo vivo y de causar un efecto en el mismo (Newman, 2014).

**Bioindicador:** Organismo vivo que se utiliza para evaluar la salud de un ecosistema natural en el medio ambiente (Parmar *et al.*, 2016).

**Biomagnificación:** Secuencia de procesos dentro de la cadena trófica en un ecosistema, en el cual, aumentan las concentraciones de un contaminante a medida que asciende de nivel trófico, resultando en una alta concentración de dicho contaminante dentro de los depredadores en comparación con su dieta (Duffus *et al.*, 2007).

**Depredador especialista:** Especies que aprovechan un reducido número de recursos tróficos, presentando una mayor preferencia por ciertas presas (Gerking, 1994).

**Depredador oportunista:** Especies que utilizan ciertos recursos tróficos cuando estos son más abundantes en determinado espacio-tiempo (Gerking, 1994).

**Especiación química:** Distribución de un elemento en sus diferentes especies químicas definidas en un sistema (Templeton *et al.*, 2000).



**Efecto tóxico:** Efecto negativo causado por un elemento o compuesto en todo el organismo, órgano o subestructura del organismo (Parthasarathi y Dhawan, 2018).

**Impacto:** Efecto generalmente negativo, que causa un elemento o sustancia sobre un organismo (Parthasarathi y Dhawan, 2018).

**Organotropía:** Afinidad química de una sustancia o microorganismo hacia un tejido u órgano determinado (Allen, 1971).

**Toxicidad:** Capacidad intrínseca que posee un elemento o sustancia de causar un efecto nocivo sobre los organismos vivos (Suarez *et al.*, 2013).

**Límite permisible:** límite legal (*e.g.* concentración máxima) de un sustancia permitido en una fuente de alimentación humana (Newman, 2014).

**Metal pesado:** Elementos que poseen propiedades metálicas, una densidad mayor a  $5 \text{ g cm}^{-3}$  y una alta solubilidad. Estos son potencialmente tóxicos e implican deterioros en las principales funciones metabólicas de los organismos incluso en bajas concentraciones (Zeitoun y Mehana, 2014).

## RESUMEN

La contaminación del ecosistema marino en las regiones costeras por metales pesados se ha convertido en una preocupación global debido a su persistencia, toxicidad y facilidad de biomagnificarse en la cadena alimenticia. Las características biológicas de los teleósteos como las diferencias entre sexos, tallas, y los lugares que ocupan en las cadenas tróficas, los hacen susceptibles en acumular altas concentraciones de metales pesados, aunado a que son de consumo humano frecuente se constituyen como riesgo potencial de salud pública. En este sentido en la localidad de Santa Rosalía, B.C.S. una de las actividades más importantes que se realizan es la minería, la cual ha producido altas concentraciones de metales pesados en sedimentos y organismos marinos, a su vez otra actividad importante que se realiza es la pesca ribereña, en la cual un recurso importante es el pargo lunarejo *Lutjanus guttatus*. A pesar de lo anterior no existen estudios que evalúen el impacto de los metales pesados y se desconoce si el consumo de este representa un riesgo a la salud pública. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue determinar la biomagnificación y bioacumulación diferencial de metales pesados (Cd, Cu, Pb y Zn) en órganos y tejidos (branquias, gónadas, hígado y músculo) de *L. guttatus* procedentes de la costa adyacente de Santa Rosalía, B.C.S., evaluar su impacto en la condición de salud de los organismos y analizar si el consumo de la especie representa un riesgo a la salud pública. Para los análisis de metales pesados se realizó a través de la espectrofotometría de absorción atómica (AAS, atomic absorption spectroscopy) en tejidos, órganos y presas a partir del análisis del contenido estomacal. Se utilizaron los indicadores morfofisiológicos; factor de condición de Fulton (k), hepatosomático y gonadosomático para determinar la condición general de los organismos, y mediante el índice de riesgo (THQ, target hazard quotient) se evaluó si el consumo del lunarejo representa un riesgo a la salud pública. En total se analizaron 202 pargos capturados de junio 2016 a septiembre 2017 procedentes de Santa Rosalía, B.C.S. Para el análisis integral de los datos, fueron agrupados por sexos, tallas y temporadas. Los análisis tróficos indicaron que el pargo lunarejo es un depredador terciario oportunista que se alimentó principalmente de peces (*Harengula thrissina*, *Sardinops sagax*) y crustáceos

(*Nyctiphanes simplex*, *Penaeus* spp.), con diferencias significativas entre las categorías (PERMANOVA,  $P < 0.05$ ). De las presas consumidas, los peces le biomagnificaron la mayor cantidad de metales pesados. Por su parte, las concentraciones más altas de cadmio se encontraron en el hígado, de cobre en gónada, de plomo en branquia y de zinc en músculo, con diferencias significativas en la gónada por sexo y temporada mientras que, en músculo por talla y temporada (PERMANOVA,  $P < 0.05$ ). Los niveles de los metales pesados estuvieron por debajo de los límites permisibles por las normas nacionales (NOM-SSA1-242-2009) e internacionales (US-EPA) de consumo de pescados. Los indicadores morfofisiológicos mostraron en general una buena condición de los pargos lunarejos, sin embargo, los análisis de correlación evidenciaron una relación negativa, lo que sugiere que son peces muy sensibles a los cambios en la concentración de metales pesados. El consumo del pargo lunarejo se considera seguro para consumo humano ( $THQ < 1$ ).

**Palabras clave:** Índices de salud, Lutjanidae, Transferencia trófica, Minería, Metales pesados.

## ABSTRACT

Contamination of the marine ecosystem in coastal regions caused by heavy metals has become a global concern due to their persistence, toxicity, and ease of biomagnification in the food chain. The biological characteristics of teleosts such as differences between genders, sizes, and the level they occupy inside the trophic chains, it makes them susceptible to accumulating high concentrations of heavy metals, coupled with the fact that they are frequently consumed by humans, they constitute a potential risk to public health. In this context, in the town of Santa Rosalía B.C.S. one of the most important activities that are being performed is mining, which has produced high concentrations of heavy metals in sediments and marine organisms, at the same time, another important activity that is carried out is riverine fishing, in which an important resource is the spotted rose snapper *Lutjanus guttatus*. Despite of the above, there are no studies evaluating the impact of heavy metals and it is unknown whether their consumption represents a risk to public health. Therefore, the objective of this study was to determine the biomagnification and differential bioaccumulation of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in organs and tissues (gills, gonads, liver and muscle) of *L. guttatus* from the adjacent coast of Santa Rosalía B.C.S., to evaluate its impact on the health condition of the organisms and analyze whether the consumption of the species represents a risk to public health. To make the heavy metal analysis, an atomic absorption spectroscopy (AAS) was performed in tissues, organs and prey from the analysis of stomach content. Morphophysiological indicators were used; Fulton's condition factor (k), hepatosomatic and gonadosomatic to determine the general condition of the organisms, and through the risk index (THQ, target hazard quotient) it was evaluated whether the consumption of the spotted rose snapper represents a risk to public health. In total, 202 snappers caught from June 2016 to September 2017 from Santa Rosalía, B.C.S were analyzed. For the integral analysis of the data, they were grouped by sex, length and season. Trophic analysis indicated that the spotted rose snapper is an opportunistic tertiary predator that fed mainly on fish (*Harengula thrissina*, *Sardinops sagax*) and crustaceans (*Nyctiphanes simplex*, *Penaeus spp.*), With statistical significance among the categories (PERMANOVA,  $P < 0.05$ ). From

the prey consumed, the fish biomagnified the highest amount of heavy metals. Simultaneously, the highest concentrations of cadmium were found in liver, copper in gonad, lead in gill and zinc in muscle, with statistical significance in the gonad by gender and season while, in muscle by size and season (PERMANOVA,  $P < 0.05$ ). The heavy metal levels were below the permissible limits by national (NOM-SSA1-242-2009) and international (US-EPA) fish consumption standards. The morphophysiological indicators showed that the spotted rose snapper had a good general condition, however, the correlation analyzes showed a negative relationship, which suggests that they are fish very sensitive to changes in the concentration of heavy metals. Consumption of the spotted rose snapper is considered safe for human consumption (THQ  $< 1$ ).

**Keywords:** Health index, Lutjanidae, Trophic transfer, Mining, Heavy metals.

## 1. INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas la intensificación de las actividades antropogénicas, entre ellas la industria minera, han tenido graves repercusiones directa e indirectamente sobre los ecosistemas marinos, principalmente sobre las regiones costeras, debido a que los desechos de esas actividades, los cuales son generalmente tóxicos, son vertidos inmediatamente en los ecosistemas marinos y/o son acarreados a ellos por procesos naturales (Díaz-Báez *et al.*, 2004; Penicaud *et al.*, 2017).

De los contaminantes que ingresan al medio marino, los metales pesados son considerados de los más dañinos, debido a que por su estabilidad química ante los procesos de biodegradación no desaparecen del medio ambiente, sino que tienden a biomagnificarse en los eslabones superiores de la cadena trófica, además pueden cambiar de estado o combinarse con otros elementos y en algunos casos dar lugar a formas más tóxicas del metal, por lo que los seres vivos no pueden metabolizarlos (Svobodová *et al.*, 1993; Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006; Ivanina y Sokolova, 2015).

A partir de los acontecimientos ocurridos en Minamata Japón (1950) e Irak (1972), en la que hubo intoxicaciones en la población humana a causa de consumir peces contaminados de mercurio (Hg) y cadmio (Cd), las agencias internacionales Environmental Protection Agency (EPA) y European Environment Agency (EEA), han determinado al Hg, plomo (Pb) y Cd como los tres elementos tóxicos más relevantes a nivel mundial, a causa de su capacidad de bioacumularse en la biota marina y biomagnificarse en las redes tróficas (Yarsan y Yipel, 2013), además de que han señalado otros elementos con importancia ambiental como el cobre (Cu), cromo (Cr) y zinc (Zn) (SEMARNAT, 2003; EPA, 2007; EEA, 2011).

En este sentido, los peces han recibido una mayor atención en el monitoreo de metales pesados por considerarse una de las principales vías de contaminación hacia el humano (Authman *et al.*, 2015), además estos organismos son el grupo más diverso de vertebrados (aproximadamente 32 mil especies), lo que se ve

reflejado en la gran variedad de adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les han permitido habitar en casi todos los sistemas acuáticos (Cossins y Crawford, 2005; Nelson *et al.*, 2016). No obstante, al habitar dichos sistemas se han considerado como uno de los grupos más vulnerables debido a que los peces viven inmersos y en constante contacto con los diversos contaminantes que son persistentes en su medio, además de tener piel y branquias altamente permeables, lo que facilita el ingreso de contaminantes hacia estos. Por estas características los peces han sido utilizados frecuentemente como bioindicadores para evaluar la calidad del medio donde habitan (Clements y Newman, 2002). Sin embargo, la mayoría de esos estudios se han enfocado en los niveles de contaminantes en el tejido muscular sin considerar órganos de vital importancia en la evaluación de salud en los peces (Sabullah *et al.*, 2015).

La toxicidad en los peces es la culminación de una serie de eventos relacionados con diversos factores físicos, químicos y biológicos. Dichos eventos comienzan con la entrada de contaminantes al medio tanto por fuentes naturales (*e.g.* vulcanismo, ventilas hidrotermales, erosión de la corteza terrestre) y aportes antropogénicos (*e.g.* descargas de aguas residuales, agricultura extensiva y actividades mineras). Estos elementos se distribuyen tanto en la columna de agua como en sedimentos, y son asimilados por los peces mediante su alimento ya contaminado (*i.e.* biomagnificación), por el contacto de sus superficies respiratorias y piel con el agua contaminada (*i.e.* bioconcentración), a la combinación de estos procesos se le conoce como bioacumulación. El elemento tóxico acumulado se distribuye al interior de los peces hasta que llega a un sitio de acción para provocar efectos tóxicos (Cossins y Crawford, 2005; Morcillo *et al.*, 2017).

Parte importante de este proceso es la especiación química, ya que muchos contaminantes existen en diferentes formas (especies químicas), como resultado de reacciones químicas y bioquímicas. Estas especies químicas y sus concentraciones relativas varían con la ubicación y el tiempo, así como entre los componentes de un ecosistema acuático. Un pez puede estar expuesto a una mezcla de especies químicas tanto en el agua con la que está en contacto como

por medio de la comida que ingiere. La acumulación de sustancias químicas y la toxicidad dependen no solo de la concentración química total en el ambiente, sino también de la facilidad con que los peces pueden absorber estas diferentes especies químicas en las branquias, en la piel y en el tracto digestivo, y cómo la especiación química afecta la distribución en todo el organismo. Por lo tanto, el producto químico estará “biodisponible” a un sitio de acción en función de la especiación química y diversas características del organismo (Cossins y Crawford, 2005; Authman *et al.*, 2015). Por lo anterior, los metales pesados presentan diversos patrones de acumulación en los órganos vitales (Afshan *et al.*, 2014), y comúnmente pueden ingresar a los organismos mediante tres vías; respiración (branquias), dermis y alimentación (Atchinson *et al.*, 1987; Zeitoun y Mehana, 2014; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014; Authman *et al.*, 2015).

Así, una vez que los metales pesados ingresan en los peces, estos son acumulados en distintas concentraciones entre los distintos tejidos y órganos que conforman sus sistemas anatómicos, y las diferencias son atribuidas a las afinidades que poseen los elementos hacia algunos tejidos u órganos, a ese proceso biológico se conoce como organotropía (Authman *et al.*, 2015).

De esta manera se ha encontrado que, el Cu, Pb, Cd, Zn y manganeso (Mn) tienen una alta afinidad de bioacumularse en tejidos grasos como riñón, gónada e hígado, siendo este último, el órgano que concentra más elementos tóxicos en comparación de otros órganos (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014; Zeitoun y Mehana, 2014; Authman *et al.*, 2015). Particularmente, se ha encontrado que el Cu tiene una alta afinidad por el hígado, mientras que el Zn se concentra mayormente en las gónadas (Authman *et al.*, 2015). En el caso de las branquias, se ha descrito que los elementos que tienden a bioacumularse de manera más efectiva en este órgano son el Cu, Hg y el Zn (Authman *et al.*, 2015). En lo que respecta al músculo, los metales que tienen una mayor afinidad son el Pb y el Zn (Zeitoun y Mehana, 2014).

La relevancia de conocer las afinidades existentes entre metales pesados y órganos radica en que, si ciertos elementos rebasan una concentración umbral en



determinados tejidos, estos pueden causar efectos tóxicos en los órganos, lo que puede llevar a un mal funcionamiento, la pérdida del órgano o finalmente la muerte del organismo (Authman *et al.*, 2015). De esta manera, las respuestas tóxicas de los metales pesados en los distintos órganos, generalmente se da por tres procesos; el primero es el bloqueo de grupos funcionales biológicamente esenciales o de biomoléculas, el segundo consiste en desplazamiento de iones metálicos esenciales en biomoléculas y finalmente por la modificación de la conformación activa de las biomoléculas (Yarsan y Yipel, 2013).

Una forma rápida de conocer el impacto que tienen los metales pesados sobre los teleósteos es por medio de índices morfofisiológicos como el factor de condición de Fulton (k), índice gonadosomático y hepatosomático, aunque son índices usados en estudios de reproducción y de dinámica de poblaciones, recientemente se han utilizado como una aproximación rápida, eficaz y útil para evaluar la condición de salud en los peces de importancia comercial (Cabrera *et al.*, 2008). Así diversos estudios han encontrado que incluso en bajas concentraciones de elementos como el arsénico (As), cadmio, mercurio o plomo, o altas concentraciones de hierro (Fe), cobre o zinc pueden llevar a los organismos a presentar valores bajos en el factor de condición k (Bervoets y Blust, 2003; Farkas *et al.*, 2003; Oyelowo *et al.*, 2020), el cual se ha utilizado para estimar el nivel de bienestar de los organismos (Froese, 2006). Asimismo, se ha evidenciado que elementos como el cadmio o el cobre pueden impactar en los valores de los índices gonadosomático y hepatosomático, encontrándose que a niveles subletales (*i.e.* Cd=1.31 ppm, Cu= 1.84 ppm) de estos elementos dichos índices son reducidos drásticamente hasta alcanzar valores de 0.92 en el caso del índice hepatosomático y de 0.84 en el índice gonadosomático (Sindhe y Kulkarni, 2004).

El puerto de Santa Rosalía se localiza en el noreste del estado de Baja California Sur, es una región con cien años de actividades mineras tanto de extracción (cobre y otros minerales), fundición y lixiviación (planta y presa de jales) sin descartar el aporte natural a través de ríos y arroyos enriquecidos de elementos traza que desembocan directamente a pie de playa, se estima que 370 millones de

toneladas de desechos sólidos generados por la actividad minera, han enriquecido con elementos traza a los sedimentos del Golfo de California (Shumilin *et al.*, 2000; Huerta-Díaz *et al.*, 2014; Jonathan *et al.*, 2016), además de otros problemas locales como descargas de aguas residuales municipales, industriales y de talleres automotrices que han desarrollado una fuerte contaminación bacteriana en la región cerca del cárcamo de bombeo, por lo que se considera que el distrito minero de Santa Rosalía presenta un efecto adverso directo en el ambiente costero y puede repercutir en el ciclo de vida de muchos organismos residentes del área (Jonathan *et al.*, 2016). Otra de las actividades de la región, es la pesca ribereña y se compone como una pesquería regional importante con una producción anual promedio de 19 mil toneladas en los avisos de arribo (CONAPESCA, 2014). Una especie que se captura en esta región es el pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869), el cual es un recurso con importancia comercial, ya que se reporta una producción anual de 136 toneladas, equivalentes a más de 4 mil millones de pesos (CONAPESCA, 2014).

La especie *L. guttatus* se distribuye desde el Golfo de California, México hasta Perú, esta es una especie demersal que habita en arrecifes costeros a una profundidad máxima de 30 m, son organismos con sexos separados (gonocórica) que alcanza su talla de primera madurez sexual a los 30 cm (Rojas y Chiappa, 2002). Son depredadores bentónicos carnívoros oportunistas, con un nivel trófico de 3.9 (Valle-López *et al.*, 2021), y se alimentan principalmente de crustáceos, bivalvos y peces, y a su vez son depredados por algunos depredadores tope como tiburones y mamíferos marinos, por esto son considerados una especie de importancia en la recirculación y transferencia de energía de la epifauna e infauna a los niveles tróficos superiores (Rojas y Chiappa, 2002; Tripp-Valdez y Arreguín-Sánchez, 2009).

A pesar de la importancia comercial y ecológica de la especie, los estudios en general sobre el monitoreo y ecotoxicología desde la perspectiva de salud son escasos, aunado a esto no hay antecedentes sobre la evaluación de salud del pargo lunarejo, por lo que el presente estudio se analizó la bioacumulación de metales

pesados en tejidos y órganos, y su posible impacto en la condición de salud del pargo lunarejo por medio de índices morfofisiológicos, capturados en el puerto minero de Santa Rosalía, B.C.S., México.

## **2. JUSTIFICACIÓN**

Debido a procesos naturales y a las actividades antropogénicas, en el puerto de Santa Rosalía, B.C.S. se han reportado altas concentraciones de algunos metales pesados tales como; Cd, Cu, Hg, Pb y Zn tanto en sedimentos como en algunos organismos marinos (e.g. bivalvos, gasterópodos, teleósteos), dichas concentraciones superan los límites máximos permisibles (NOM-SSA1-242-2009). En esta región el pargo lunarejo *L. guttatus* es una especie con alta demanda pesquera e importancia ecológica, sin embargo, hasta el momento se desconoce su estado actual de salud, por lo que se considera de suma importancia evaluar los niveles de metales pesados en tejidos y órganos, así como el impacto que ejercen sobre su condición de salud. De esta forma, la determinación temprana de las concentraciones permitirá establecer si el consumo del pargo lunarejo constituye un riesgo a la salud humana.

## **3. HIPÓTESIS**

La alta bioacumulación de metales pesados en *L. guttatus* dependerá de las especie presa de peces consumidas y presentará diferencias entre tejidos, lo que evidenciará un fenómeno de organotropía, donde el hígado contará con las concentraciones más altas, y esto se verá reflejado en índices morfofisiológicos con valores bajos. De esta forma, los índices de riesgo mostrarán que el consumo del pargo lunarejo podría representar un riesgo a la salud pública.

## **4. OBJETIVO GENERAL**

Determinar la biomagnificación y bioacumulación diferencial de metales pesados (Cd, Cu, Pb y Zn) en órganos (branquias, gónadas, hígado y músculo) de *L. guttatus* procedentes de la costa adyacente de Santa Rosalía, B.C.S., evaluar su

impacto en la condición de salud de los organismos y analizar si el consumo de la especie representa un riesgo a la salud pública.

#### **4.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

1. Determinar el espectro trófico de *L. guttatus* y sus diferencias entre sexo, talla y temporada.
2. Estimar la biomagnificación de metales pesados por medio del análisis de las presas principales.
3. Determinar la bioacumulación de metales pesados en músculo, branquias, gónadas, hígado y sus variaciones por sexo, talla y temporada.
4. Estimar el estado de condición de los individuos de *L. guttatus* mediante el uso de índices morfofisiológicos y su relación con la concentración de metales pesados.
5. Evaluar si la concentración de metales pesados en los tejidos se encuentra dentro de las permitidas de acuerdo con las normas nacionales e internacionales de consumo (e.g. NOM-SSA1-242-2009, US-EPA).
6. Analizar si el consumo de *L. guttatus* representa un riesgo a la salud pública mediante índices de riesgo (THQ).
7. Determinar la tasa de ingesta semanal de filete de pargo lunarejo que no represente un riesgo a la salud pública.

## 5. METODOLOGÍA

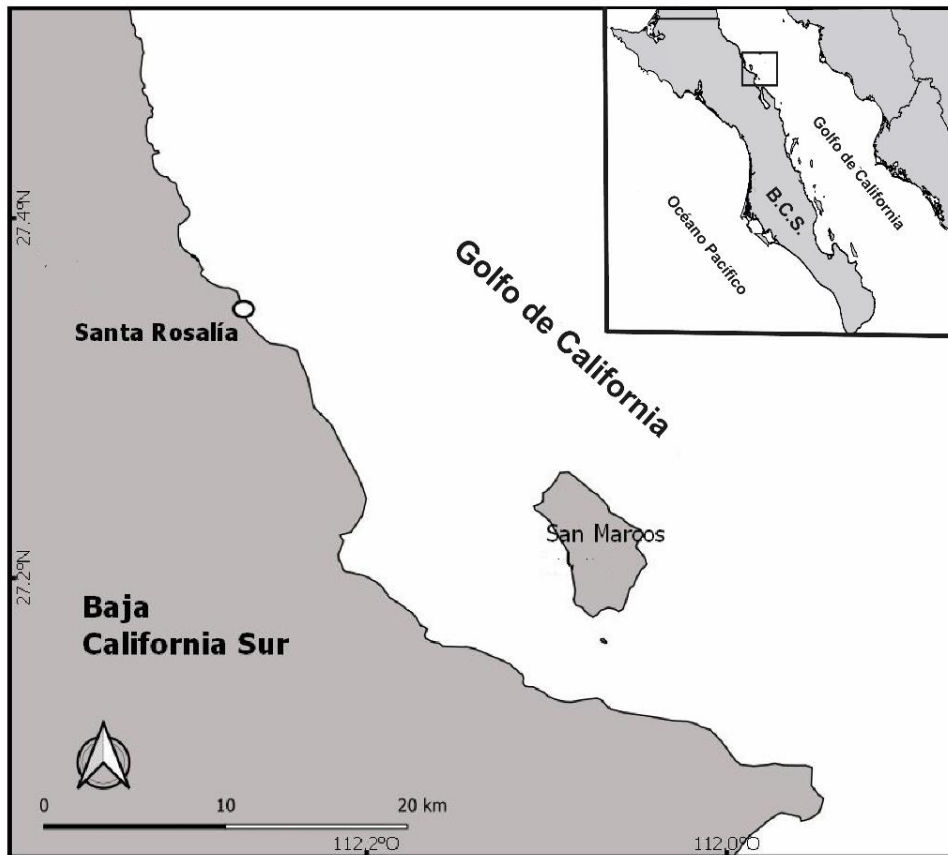
### 5.1 Área de estudio:

El puerto minero de Santa Rosalía se localiza en la parte central de la costa este de la península de Baja California (27 °20.353 'N y 112 °15.797' W) (Fig. 1). Presenta un clima semiárido, con temperaturas promedio de 23.4°C y una máxima de 44°C, así como precipitaciones escasas, con una media anual de 117.2 mm. Y aunque en la zona no se reportan lagos, presas de almacenamiento o ríos superficiales, se destaca la presencia de arroyos efímeros que transportan cierta cantidad de agua durante los meses de precipitación (Rodríguez-Figueroa, 2004).

Además, debido a diversos procesos geológicos, Santa Rosalía es conocida por sus actividades mineras históricas, especialmente de Cu. El impacto de la minería extensiva de Cu y elementos relacionados (desechos industriales y mineros) fueron depositados en las playas, y que posteriormente fueron transportados por las corrientes oceánicas. Varios estudios indican un enriquecimiento de elementos traza (Cu, cobalto (Co), Zn, Mn, Pb, As, Ca, Fe, molibdeno (Mo) entre otros) coincidiendo en anomalías en los niveles de metales pesados de 5 hasta 25 veces mayores que los analizados hace 20 años (Shumilin *et al.*, 2000; Huerta-Díaz *et al.*, 2014; Jonathan *et al.*, 2016). Por lo anterior, las concentraciones de dichos elementos son considerados como un potencial riesgo tóxico para la biota marina que habita en el ambiente marino, y como ejemplo de esto, se han reportado niveles altos de metales pesados en músculo y otros órganos de algunas especies marinas como el pulpo *Octopus hubbsorum* (Roldan-Wong *et al.*, 2017), y en peces como, la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* (Irigoyen-Arredondo, 2018) y escorpión *Scorpaena mystes* (Piñón-Gimate *et al.*, 2020).

En cuanto a las condiciones oceanográficas, el agua presenta una salinidad de entre 35 y 35.8 ppm, mientras que la temperatura superficial presenta valores mínimos en invierno de 14°C y valores máximos en verano de hasta 31°C (García-

Pámanes *et al.*, 2011). Además, en verano cuando predominan los vientos del Sureste, este provoca surgencias en la costa (Badan-Dagon *et al.*, 1985).



**Figura 1.** Mapa del área de muestreo, Santa Rosalía, B.C.S. en la parte central del Golfo de California.

## 5.2 Muestras biológicas

Se efectuaron muestreos biológicos mensuales de junio del 2016 a septiembre del 2017, resultando en un total de 202 organismos de *L. guttatus* (Fig. 2), dichas muestras fueron obtenidas de las pesquerías locales que operan en la periferia de la minería El Boleo (Cooperativa BRUMAR A.C.), caracterizándose por utilizar una red agallera con una luz de malla de 10 cm y una longitud de paño de 300 m, colándose por un periodo de 10 h, iniciando al anochecer y concluyendo al

amanecer. La longitud total de cada organismo fue medida con ayuda de un ictiómetro (LT,  $\pm 0.5$  cm de precisión), y el peso total se estimó utilizando una báscula analítica electrónica Explorer Pro (PT,  $\pm 1$  g de precisión). Posteriormente con la ayuda de un bisturí se realizó una incisión en el vientre de los organismos para obtener las vísceras y se separó la cabeza del tronco realizando un corte por debajo del arco branquial, adicionalmente se tomó una muestra del tejido muscular de la parte dorsal.

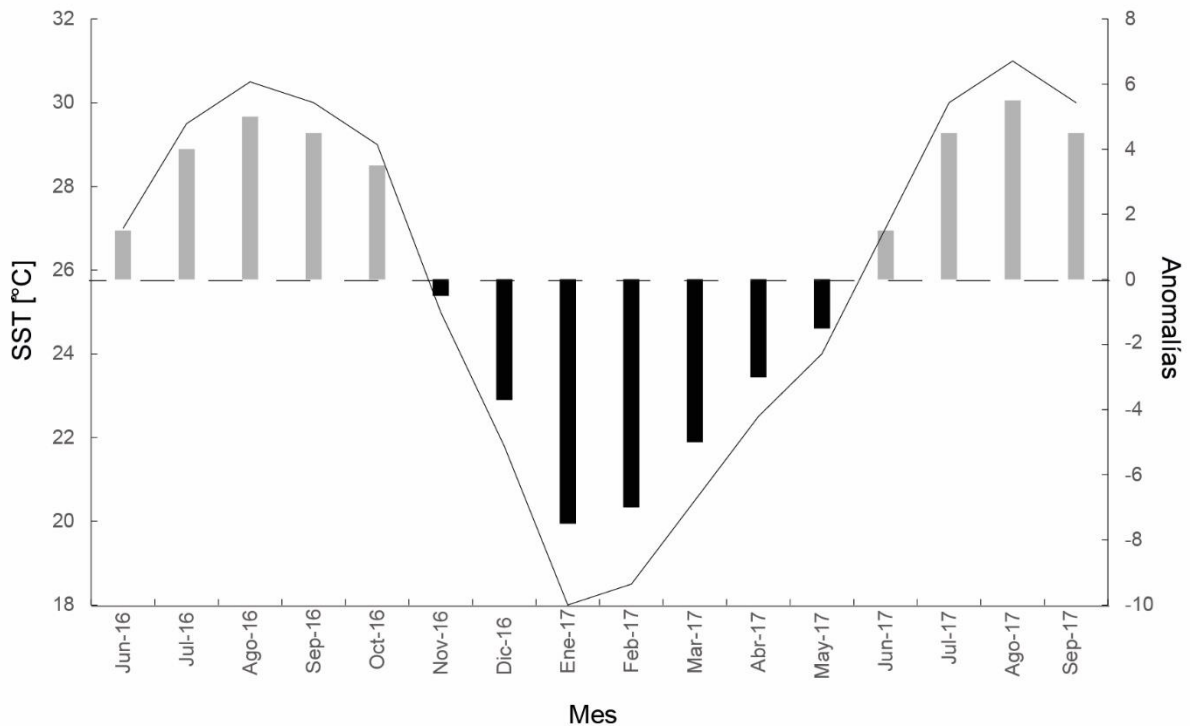


**Figura 2.** Especimen de la especie *Lutjanus guttatus*

Para su evaluación histológica, una porción de las gónadas, branquias e hígado fueron conservados en solución Davidson AFA (ácido acético, formalina y etanol) (Estrada-Godínez, 2011), los estómagos se congelaron para la descripción de los hábitos alimentarios.

El sexo de cada organismo fue determinado mediante observación directa de las gónadas y se confirmó con análisis histológico utilizando la metodología propuesta por Arellano-Martínez *et al.* (2001). Por otra parte, debido a que los individuos capturados presentaban o superaban la talla de primera madurez (30 cm longitud total (Lt)) (Sarabia-Méndez *et al.*, 2010), estos fueron categorizados en tres grupos siguiendo la regla de Sturges (Daniel, 1997) (grupo 1 = 28-38 cm, grupo 2 = 39-48 cm y grupo 3 = 49-58 cm). Además, para establecer la temporada climática

se calculó el promedio mensual y anual de la temperatura superficial del mar, por medio de imágenes de satélite de MODIS-AQUA con una resolución de 1.1 km. Así los meses que estuvieron por debajo de la temperatura promedio anual se consideraron temporada fría (noviembre - mayo) mientras que los que estuvieron por encima de esta se consideraron temporada cálida (junio - octubre) (Fig. 3).



**Figura 3.** Registro mensual de la temperatura superficial del mar (línea continua), en la parte central del Golfo de California durante el periodo de muestreo; La línea punteada indica el promedio de los valores mensuales; Las barras grises indican los meses de temporada cálida y las barras negras indican los meses de temporada fría; el eje y primario muestra los valores de la temperatura superficial del mar en grados Celsius y el eje y secundario muestra las anomalías respecto a los valores promedio de los meses de muestreo.

### 5.3 Biomagnificación

Para determinar que especies presa le transfieren en mayor proporción metales pesados a *L. guttatus*, primeramente, se realizó un análisis sobre los hábitos alimentarios de la especie, posteriormente conociendo sus presas



principales se calculó el factor de biomagnificación que nos indica cuales de sus presas principales aportaron la mayor cantidad de metales pesados al pargo lunarejo. Dichos análisis se describen en los apartados espectro trófico y factor de biomagnificación.

### 5.3.1 Espectro trófico

Para determinar los hábitos alimentarios de *L. guttatus* se llevó a cabo un análisis cualitativo y cuantitativo del contenido estomacal. Para lo anterior se pesaron los estómagos previamente almacenados y etiquetados, posteriormente se procedió a abrirlos y retirar el contenido estomacal, el cual se pesó primeramente en conjunto y posteriormente por ítem presa. Las presas fueron identificadas hasta el mínimo taxón posible con ayuda de guías de identificación especializadas. En el caso de los peces se utilizaron las claves de Whitehead (1985), Fischer *et al.* (1995) y Lowry (2011). En el caso de cefalópodos se utilizaron las guías de Clarke (1962) e Iverson y Pinkas (1971), mientras que para el resto de los invertebrados se utilizaron las claves de Brusca (1980). Para el análisis trófico de los organismos de *L. guttatus*, estos fueron categorizados de acuerdo con el sexo (macho o hembra), talla (grupo 1 = 28-38 cm, grupo 2 = 39-48 cm, o grupo 3 = 49-58 cm) y temporadas climáticas (fría y cálida).

Se realizó la curva de acumulación de especies, para determinar si el tamaño de la muestra (número de estómagos con alimento) fue el adecuado para representar la dieta del pargo lunarejo. La curva se realizó utilizando el programa EstimateS Swins820 (Colwell, 2009), utilizando la abundancia numérica de cada tipo presa, empleando el índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) para cada estómago. Se calculó el coeficiente de variación (CV) para establecer el número de estómagos necesarios para representar adecuadamente la dieta tanto de manera general y por las diferentes categorías (sexo, talla y temporadas climáticas). Si el CV registra valores iguales o menores al 5% (0.05) se considera que el número de estómago fue suficiente para representar adecuadamente la dieta (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003; Moreno-Sánchez *et al.*, 2019).

Se describió la importancia cuantitativa de cada especie presa en la dieta del pargo lunarejo, por medio de los métodos numéricos (%N), gravimétrico (%P) y frecuencia de ocurrencia (%FO) (Hyslop, 1980). Además, se integraron los métodos anteriores mediante el índice de importancia relativa (IRI) propuesto por Pinkas *et al.* (1971):

$$\text{IRI} = (\%N + \%P) \%FO$$

Con la finalidad de poder contrastar los resultados encontrados con otros estudios, los resultados del IRI fueron presentaron en porcentaje (Cortés *et al.*, 1997):

$$\%IRI_i = \frac{100 \text{IRI}_i}{\sum_{i=1}^n \text{IRI}_i}$$

Para determinar la amplitud trófica del pargo lunarejo, se empleó el índice estandarizado de Levin ( $B_i$ ) (Krebs, 1999). En el cual, si se obtienen valores cercanos al cero, indica que la especie tiene una estrategia alimentaria de especialista, en contra parte si se tienen valores cercanos a uno, se considera a la especie generalista (Labropoulou y Eleftheriou, 1997):

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

Dónde  $B_i$  es la amplitud del nicho,  $\sum_j P_{ij}^2$  es la proporción del  $J^{\text{th}}$  ítem en la dieta del  $I^{\text{th}}$  depredador y  $n$  es el número total de ítems presa.

Para interpretar la estrategia alimentaria del pargo lunarejo en la zona de estudio, se realizó un diagrama de dispersión basado en el método grafico de Costello (1990), modificado por Amundsen *et al.* (1996). De acuerdo con los autores se pueden distinguir entre cuatro estrategias; (1) especializada con uso de diferentes recursos tróficos, (2) generalista con pocas variaciones individuales en la amplitud trófica, (3) especialista con un tipo de presa, pero con consumo ocasional de otras especies y (4) una estrategia mixta donde se encuentran tanto individuos con una dieta especialista y otros con una dieta generalista. Dicha técnica fue

utilizada complementariamente para corroborar la amplitud del nicho trófico en la especie.

Con la intención de evaluar posibles diferencias en la dieta del pargo lunarejo con respecto al sexo (macho o hembra), talla (grupo 1 = 28-38 cm, grupo 2 = 39-48 cm o grupo 3 = 49-58 cm) o temporada climática (fría y cálida) y las posibles interacciones entre las categorías, se realizó un análisis multivariado de permutaciones de varianza (PERMANOVA, 1000 permutaciones) utilizando los datos numéricos (N). La matriz de disimilitud se obtuvo mediante la matriz de disimilitud de Bray-Curtis. El análisis se realizó utilizando la función Adonis de la librería Vegan 2.2-1 en el ambiente R versión 3.0.1 (Oksanen *et al.*, 2015).

Se determinó el nivel trófico del pargo lunarejo, utilizando la fórmula propuesta por Cortés (1999), esta ecuación considera el tipo de presas encontradas en el contenido estomacal del pargo lunarejo:

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

Dónde: NT= nivel trófico del depredador,  $NT_j$ = nivel trófico de cada categoría de presa consumida,  $P_j$ = proporción que tiene cada categoría de presa en la dieta del depredador y n= número de ítems presa.

Los niveles tróficos de las presas fueron obtenidos de Fishbase (Froese y Pauly, 2019) y Sea Around Us Project Data Base (Pauly *et al.*, 2020).

### 5.3.2 Factor de biomagnificación

Para determinar el factor de biomagnificación, se obtuvo la concentración de metales pesados (Cd, Cu, Pb y Zn) en las presas principales que constituyen el espectro trófico. La concentración de los metales pesados se obtuvo usando el análisis descrito en el apartado toxicología en las presas encontradas en el contenido estomacal. Posteriormente se calculó la relación entre la concentración

de cada metal en el depredador (*L. guttatus*) y las presas principales utilizando la fórmula propuesta por Gray (2002):

$$FB = \frac{[\text{Metal pesado en el depredador}]}{[\text{Metal pesado en presa}]}$$

En el cual entre más cercano fuera el valor a 1 nos indicó un mayor aporte de la presa a la biomagnificación.

Adicionalmente se utilizó la modificación propuesta por Escobar-Sánchez *et al.* (2011), donde se integra los valores del %IIR, esto con el fin de comparar la contribución de metales de las presas principales respecto a su aporte a la dieta del pargo lunarejo. Lo anterior se calculó con la siguiente fórmula:

$$FB = \frac{[\text{Metal pesado en el depredador}]}{([\text{Metal pesado en presa}] * \%IIR)/100}$$

#### **5.4 Bioacumulación y organotropía**

Con la finalidad de calcular la bioacumulación de metales pesados en el pargo lunarejo, se estimaron las concentraciones de Cu, Pb, Cd y Zn en el tejido muscular, branquias, gónadas, hígado y en las principales presas. Para esto se llevó a cabo un análisis de espectrofotometría de absorción atómica en la Facultad de Veterinaria y Zootecnia de la UNAM. Dicho laboratorio cuenta con materiales y equipo certificado por la norma ISO 9001-2015.

El análisis de espectrofotometría de absorción atómica se basa en que la energía de una flama generada por óxido nitroso-acetileno, hace que los átomos del elemento analizado en una disolución se encuentren en un estado elemental y de esta forma sean capaces de absorber la radiación generada por una lámpara de descarga sin electrodos (EDM) (e.g. 324.7 nm, en el caso de una lámpara

monoespecífica para cobre). Así, la absorbancia será directamente proporcional a la concentración del elemento en la disolución (González y Cocho, 2002).

Para la preparación de las muestras primeramente se pesó el tejido fresco (entre 5 g y 10 g de cada muestra) y posteriormente se deshidrató con ayuda de una liofilizadora (Labconco, FreeZone 2.5) (Fig. 4), a una presión de 0.120 mBar y a -40°C de temperatura durante 72 h. Los tejidos deshidratados se pesaron con la intención de calcular el nivel de humedad presente. Posteriormente estos fueron homogenizados con ayuda de un mortero de ágata.



**Figura 4.** Liofilizadora Labconco FreeZone 2.5

Para el proceso de digestión se lavó el equipo utilizado (tubos de ensayo, pipetas, puntas de micropipeta y palas de pesaje), con un baño de ácido nítrico diluido durante 72 h, posteriormente dicho material se enjuagó utilizando agua desionizada y se dejó secar a temperatura ambiente (Moody y Lindstrom, 1977). Una vez que el material se encontraba libre de contaminantes, se prosiguió con el proceso de digestión de las muestras, lo cual consistió en depositar en un tubo de ensayo con capacidad de 10 ml, 0.5 g de cada muestra y agregar 3 ml de ácido

nítrico, posteriormente los tubos de ensayo con la preparación se colocaron dentro de un vaso de precipitados con agua corriente y fueron calentados en una plancha de secado en baño maría a 100 °C por tres horas. Una vez que los tejidos fueron totalmente digeridos, estos fueron aforados con agua desionizada a un volumen igual (14 ml) para su posterior análisis.

La lectura de los metales pesados se llevó a cabo con un espectrofotómetro de absorción atómica marca Perkin Elmer (Analyst-700) (Fig. 5). Utilizando la técnica de flama (generada por óxido nitroso-acetileno), y cada elemento se midió con una lámpara de descarga sin electrodos (EDM) mono elemental.



**Figura 5.** Espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer Analyst-700.

Para determinar la sensibilidad del equipo se realizó una curva de calibración a partir de diluciones (0.05, 0.1, 0.25 y 1 mg/L) de sales elementales de cada elemento a partir de una solución de 1000 mg/L. Para asegurar la fiabilidad de los resultados, cada muestra se preparó y midió por triplicado, además se midió el porcentaje de recuperación, resultante de la relación entre las concentraciones encontradas y los valores establecidos en el material de referencia 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*. Los porcentajes de recuperación obtenidos para el Cd fueron de 92%, Cu 93%, Pb 90%, y Zn 92%.

Para el análisis de bioacumulación, los organismos de *L. guttatus* fueron categorizados de acuerdo al sexo (macho o hembra), talla (grupo 1 = 28-38 cm, grupo 2 = 39-48 cm, o grupo 3 = 49-58 cm) y temporadas climáticas (fría y cálida), y con la intención de evaluar posibles diferencias en la bioacumulación del pargo lunarejo con respecto a las categorías mencionadas, se realizó un análisis multivariado de permutaciones de varianza (PERMANOVA, 1000 permutaciones) utilizando la concentración de cada metal en cada órgano evaluado. La matriz de disimilitud se obtuvo mediante la matriz de disimilitud de Bray-Curtis. El análisis se realizó utilizando la función Adonis de la librería Vegan 2.2-1 del ambiente R versión 3.0.1 (Oksanen *et al.*, 2015).

#### 5.4.1 Factor de riesgo (THQ)

Se calculó el riesgo potencial a la salud humana por el consumo a largo plazo de filete del pargo lunarejo, esto se realizó utilizando el coeficiente de riesgo (THQ por sus siglas en inglés) propuesto por US EPA, (2000). Dicho coeficiente se calculó con la siguiente formula:

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

Dónde: EF= frecuencia de consumo (días/año), ED= duración de la exposición (años/tiempo), FIR= cantidad de ingesta de pescado (g/día), C= concentración de cada elemento (mg/g, peso húmedo), RfD= ingesta de filete (g/día), BW= peso promedio de la población humana (Kg) y AT= promedio del tiempo de la exposición (días).

Si los valores resultantes de dicho coeficiente son bajos (>1), indicó que el consumo de este producto no representa un riesgo para la salud humana a largo plazo.

Para lo anterior se utilizaron los pesos promedio de la población de Santa Rosalía, B.C.S. (INEGI, 2015) tomando en cuenta a mujeres y hombres adultos, así como niños de entre 4 y 6 años, donde los pesos promedio fueron de 75 Kg en hombres, 69 Kg mujeres y 18 Kg niños. En cuanto al consumo promedio de filete de pescado este fue de aproximadamente 12 Kg por persona al año (De la O-Burrola *et al.*, 2015). Dichos valores también se utilizaron para la estimación de la tasa de ingesta semanal tolerable.

#### **5.4.2 Tasa de ingesta semanal tolerable (TIST)**

Además de lo anterior se determinó la cantidad de filete de pargo lunarejo que puede consumir la población sin que este represente un riesgo a su salud, donde se tomó en cuenta la ingesta semanal tolerable de los metales analizados utilizando la siguiente fórmula:

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

Donde: *CPP*= es la cantidad promedio de filete de pescado que consume un adulto semanalmente. *CM*= es la concentración del metal en el tejido muscular del pargo lunarejo, en peso húmedo ( $\mu\text{g/g}$ , p. h.). *PC*= es el peso corporal promedio de la población en general, considerando los valores descritos en el apartado anterior.

#### **5.5 Índices morfofisiológicos**

Para establecer la condición de salud de los organismos analizados se determinó el factor de condición de Fulton (*k*) (Ricker, 1975), mediante la fórmula:



$$\text{Factor de condición de Fulton (k)} = \left( \frac{P}{L^3} \right) * 100$$

Donde:  $P$  = peso total y  $L$  = longitud total.

A su vez se determinó el índice hepatosomático mediante la fórmula propuesta por Maddock y Burton (1998):

$$\text{Índice hepatosomático} = \left( \frac{\text{Peso hígado}}{P} \right) * 100$$

Y así mismo se calculó el índice gonadosomático de los organismo utilizando la fórmula de acuerdo con Maddock y Burton (1998):

$$\text{Índice gonadosomático} = \left( \frac{\text{Peso gónada}}{P} \right) * 100$$

### **5.5.1 Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados**

Para establecer si existe relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados, se aplicó un análisis de correlación de Spearman utilizando la extensión *XLSTAT* del programa Excel.

En dicho análisis el coeficiente de correlación puede tomar valores que van de -1 a 1, donde si los valores obtenidos son más cercanos a -1 indican una correlación del tipo inversa, si los valores se acercan a 1 indican una correlación positiva, mientras que los valores más cercanos a 0 mostraran que no existe asociación entre las variables analizadas.

### **5.5.2 Relación entre la longitud total y la concentración de metales pesados**

Con la finalidad de establecer si existe relación entre la longitud total de los organismos y la concentración de metales pesados en cada órgano analizado, se

realizó un análisis de regresión lineal utilizando la extensión *XLSTAT* del programa Excel de la siguiente forma:

$$\text{Concentración del metal pesado} = a + b \cdot Lt$$

Donde:  $a$  = ordenada al origen,  $b$  = pendiente y  $Lt$  = longitud total.

## 6. RESULTADOS

### 6.1 Muestreos biológicos

Se recolectaron un total de 202 organismos con tallas de 29 a 55 cm y pesos de 290 a 1675 g, de los cuales 132 fueron hembras y 70 machos, así 109 organismos correspondieron a la temporada fría y 73 a la temporada cálida. Mientras que la división de tallas fue: 115 organismos para el grupo 1, 74 para grupo 2 y 13 para el grupo 3 (Tabla I).

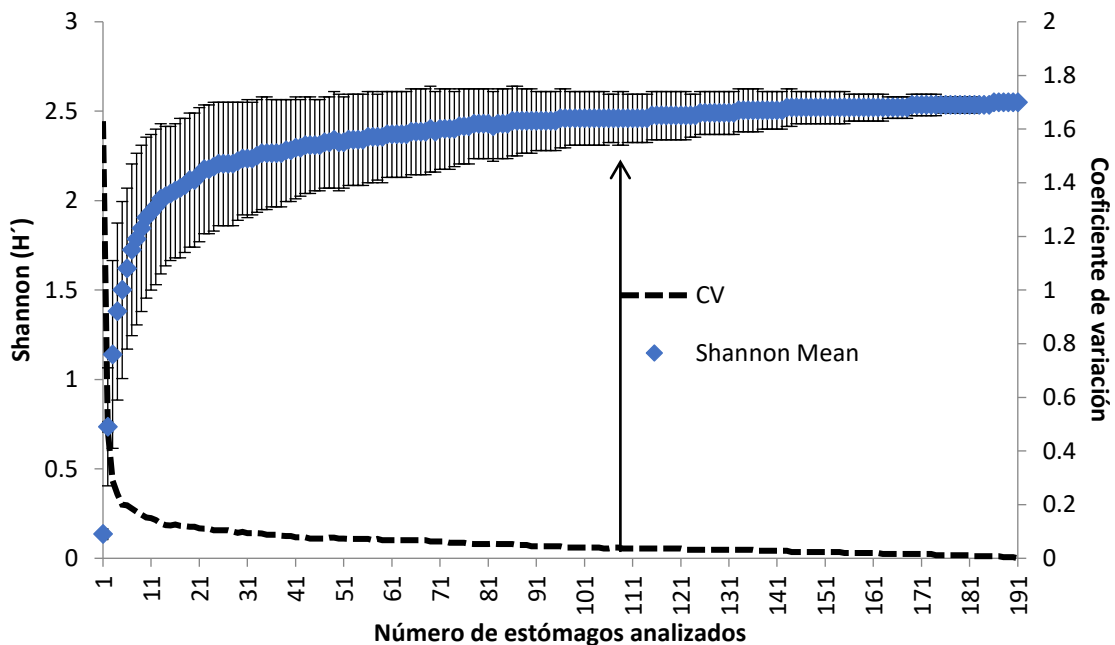
**Tabla I.** Número de organismos analizados ( $N$ ) y rangos de tallas y pesos, general y por categorías. LT, longitud total; P, peso; T, temporada climática.

Categoría	$N$	LT	P
		rango (cm)	rango (g)
General	202	29 – 55	290 – 1675
Macho	70	29 – 54	310 – 1290
Hembra	132	29 – 55	290 – 1430
Grupo 1	115	29 – 37	290 – 885
Grupo 2	74	38 – 46	595 – 1410
Grupo 3	13	47 – 55	700 – 2280
T. cálida	93	30 – 46	290 – 1030
T. fría	109	29 – 51	290 – 1490

## 6.2 Biomagnificación

### 6.2.1 Espectro trófico

De los 202 individuos capturados, 191 (94.5%) presentaban estómagos con alimento, mientras que los 11 (5.5%) restantes, tenían vacíos los estómagos. La curva de acumulación de especies presas alcanzó la asíntota en 109 estómagos, lo cual indicó que el número de estómagos analizados fueron suficientes para caracterizar el espectro trófico ( $CV \leq 0.05$ ) (Fig. 6). Este mínimo tamaño de muestra se registró también para las categorías por sexos, tallas, y temporadas (Tabla II).



**Figura 6.** Curva de acumulación de las especies presa de *Lutjanus guttatus*. La flecha muestra la asíntota de la curva. CV, coeficiente de variación.

**Tabla II.** Tamaño mínimo de muestra de *Lutjanus guttatus* capturado en la zona costera de Santa Rosalía B.C.S., en general, por sexos, tallas y por temporadas climáticas.

<b>Categoría</b>	<b>N<sub>s</sub></b>	<b>N<sub>sm</sub></b>	<b>CV</b>
General	191	109	0.5
Hembra	125	82	0.5
Macho	66	61	0.5
Grupo 1	94	79	0.5
Grupo 2	79	54	0.5
Grupo 3	18	16	0.5
Temporada fría	141	110	0.5
Temporada cálida	50	43	0.5

N<sub>s</sub> = número de estómagos analizados, N<sub>sm</sub> = número mínimo de estómagos, CV = coeficiente de variación para el respectivo tamaño de muestra.

**Dieta general.** El espectro trófico de *L. guttatus* se conformó de 26 tipos de presas, incluyendo 15 especies de peces, 11 especies de invertebrados y restos de peces sin identificar. En total se encontraron 502 ítems presa, de los cuales los más abundantes fueron invertebrados (65%,  $n = 327$ ), principalmente *Nyctiphanes simplex* (Hansen, 1911) (43.6%,  $n = 219$ ) y *Penaeus* spp. (16.9%,  $n = 85$ ), mientras que de los peces (35%,  $n = 175$ ) las especies más abundantes fueron *Sardinops sagax* Jenyns, 1842 (16.3%,  $n = 82$ ) y *Harengula thrissina* Jordan & Gilbert, 1882 (15.1%,  $n = 76$ ). Los contenidos estomacales pesaron en total 978 g, de los cuales la mayoría de la biomasa estuvo conformada por peces (94.2%, 921.3 g), principalmente *H. thrissina* (49.7%, 486.8 g) y *S. sagax* (29.8%, 291.5 g), mientras que de los invertebrados (5.8%, 56.7 g) *Penaeus* spp. (2.8%, 27.7g) y *N. simplex* (1.8%, 18 g) fueron los que más aportaron a la biomasa. Por su parte las presas más frecuentes fueron los peces *S. sagax* (38.7%,  $n = 82$ ), *H. thrissina* (36.1%,  $n = 76$ ), el eufáusido *N. simplex* (15.1%,  $n = 219$ ) y el crustáceo *Penaeus* spp. (14.6%,  $n = 85$ ). Por otro lado, de acuerdo con el %IIR, las especies presa más importantes fueron *H. thrissina* (45.7%), *S. sagax* (34.8%), *N. simplex* (13.4%) y *Penaeus* spp. (5.6%) (Tabla III, Fig. 7).

**Tabla III.** Dieta general de *Lutjanus guttatus* capturado en la zona costera de Santa Rosalía B.C.S.

<b>T</b>	<b>Presa</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>FO</b>	<b>%N</b>	<b>%P</b>	<b>%FO</b>	<b>IIR</b>	<b>%IIR</b>	<b>NT</b>
<b>M</b>	<i>Chione</i> spp.	1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003	2.00
	<i>Loligo</i> spp.	1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003	3.05
	<i>Parvanachis</i> spp.	1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003	2.10
<b>C</b>	Poecilostomatoida	4	1	2	0.80	0.10	1.05	0.94	0.018	2.00
	<i>Penaeus</i> spp.	85	27.7	28	16.93	2.83	14.66	289.74	5.651	2.70
	<i>Callinectes</i> spp.	10	2.5	2	1.99	0.26	1.05	2.35	0.046	3.70
	<i>Sicyonia disedwardsi</i>	1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003	2.40
	<i>Nyctiphanes simplex</i>	219	18	29	43.63	1.84	15.18	690.32	13.464	2.25
	<i>Cymothoa exigua</i>	1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003	3.18
	<i>Squilla</i> spp.	2	4.5	2	0.40	0.46	1.05	0.90	0.018	2.40
	<b>Tu</b> Salpidae	2	0.5	1	0.40	0.05	0.52	0.24	0.005	3.00
	<b>A</b>	<i>Acanthurus</i> spp.	1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003
<i>Achirus</i> spp.		1	38	1	0.20	3.89	0.52	2.14	0.042	3.00
<i>Ophioblennius steindachneri</i>		1	9	1	0.20	0.92	0.52	0.59	0.011	2.50
<i>Harengula thrissina</i>		76	486.8	69	15.14	49.78	36.13	2345.08	45.737	3.10
<i>Opisthonema libertate</i>		1	19	1	0.20	1.94	0.52	1.12	0.022	2.89
<i>Sardinops sagax</i>		82	291.5	74	16.33	29.81	38.74	1787.64	34.865	2.84
<i>Engraulis mordax</i>		1	12	1	0.20	1.23	0.52	0.75	0.015	2.96
<i>Mugil curema</i>		1	12	1	0.20	1.23	0.52	0.75	0.015	2.01
<i>Benthoosema panamense</i>		1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003	3.00
<i>Diaphus</i> spp.		1	3	1	0.20	0.31	0.52	0.26	0.005	3.30
<i>Triphoturus</i> spp.		1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003	3.00
<i>Ophichthus</i> spp.		1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003	3.40
<i>Sebastes</i> spp.		2	0.5	1	0.40	0.05	0.52	0.24	0.005	3.50
<i>Scomber japonicus</i>		1	33	1	0.20	3.37	0.52	1.87	0.036	3.38
<i>Scorpaenodes</i> spp.		1	0.5	1	0.20	0.05	0.52	0.13	0.003	3.87
Restos de pez		3	14	1	0.60	1.43	0.52	1.06	0.021	
<b>Total</b>			<b>502</b>	<b>978</b>	<b>191</b>	<b>100</b>	<b>100</b>		<b>5127.29</b>	<b>100</b>

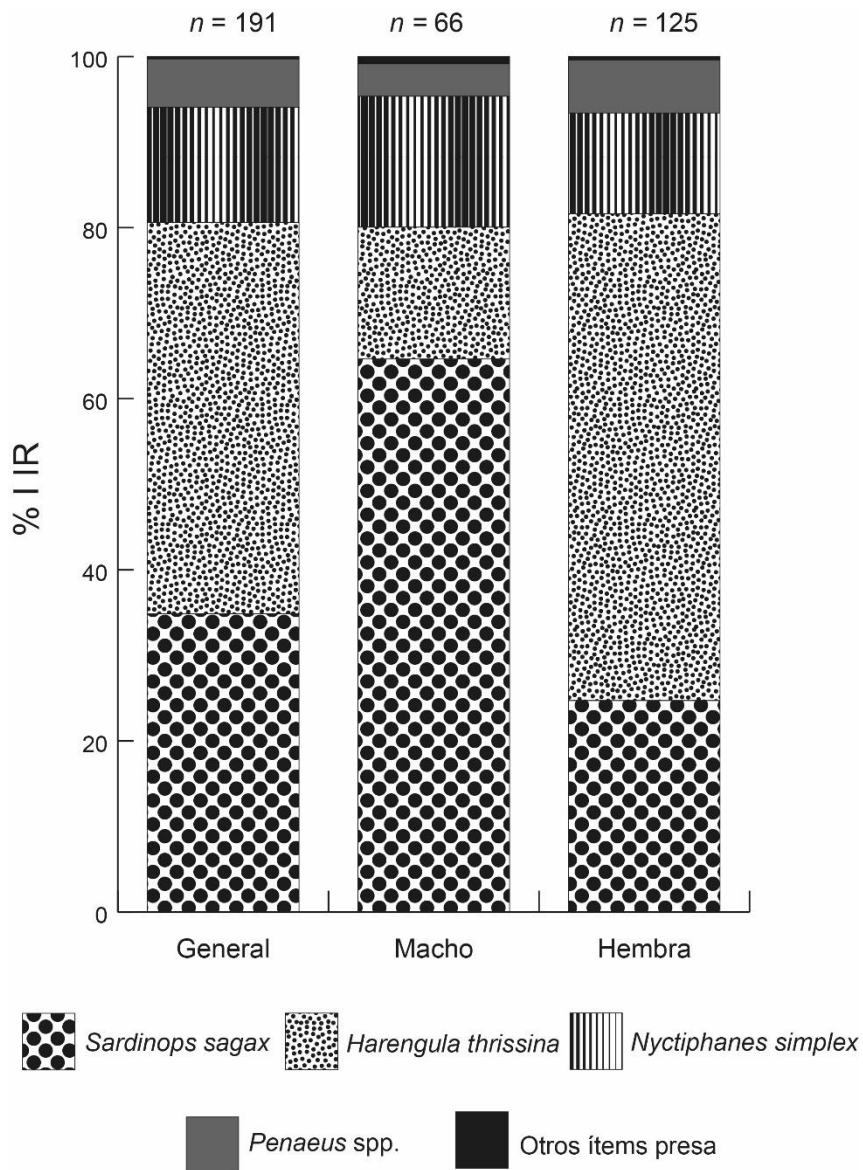
T = taxon más alto, M = Mollusca, C = Crustácea, Tu = Tunicata, A = Actinopterygii, N = número de individuos de cada presa, P = peso total de la presa, FO = frecuencia de ocurrencia de cada presa, %N = porcentaje de abundancia de cada presa, %P = porcentaje del peso de cada presa, %FO = porcentaje de la frecuencia de ocurrencia de cada presa, IIR = índice de importancia relativa, %IIR (porcentaje) índice de importancia relativa NT = nivel trófico.

**Dieta por sexos.** De los 191 estómagos con alimento, 66 correspondieron a machos y 125 a hembras. En la dieta de los machos se contaron 10 ítems presa (5 peces y 5 invertebrados), de los cuales de acuerdo con el %IIR, las especies presa más importantes fueron *S. sagax* (64.6%), *H. thrissina* (15.4%), *N. simplex* (15.2%) y *Penaeus* spp. (3.7%). Mientras que para la categoría hembras se encontraron 19 ítems presa (12 peces y 7 invertebrados), siendo los más importantes *H. thrissina* (56.8%), *S. sagax* (24.7%), *N. simplex* (11.7%) y *Penaeus* spp. (6.1%) (Fig. 7). Se determinaron diferencias significativas entre ambos sexos (PERMANOVA  $F = 2.472$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla IV).

**Tabla IV.** Valores de significancia para el análisis de variancia de la dieta (Permutational multivariate analysis of variance, PERMANOVA) entre sexos, tallas y temporadas climáticas para *Lutjanus guttatus* capturados en la zona costera de Santa Rosalía B.C.S.

<b>Factor</b>	<b><i>F</i></b>	<b><i>r</i></b>	<b><i>P</i></b>	<b>Significancia</b>
Sexo	2.472	0.005	0.022	Si
Talla	45.440	0.101	0.002	Si
Temporada	5.054	0.011	0.002	Si
Sexo-Talla	1.223	0.003	0.248	No
Sexo-Temporada	0.628	0.001	0.767	No
Talla-Temporada	1.585	0.004	0.120	No
Sexo-Talla-Temporada	0.605	0.001	0.799	No

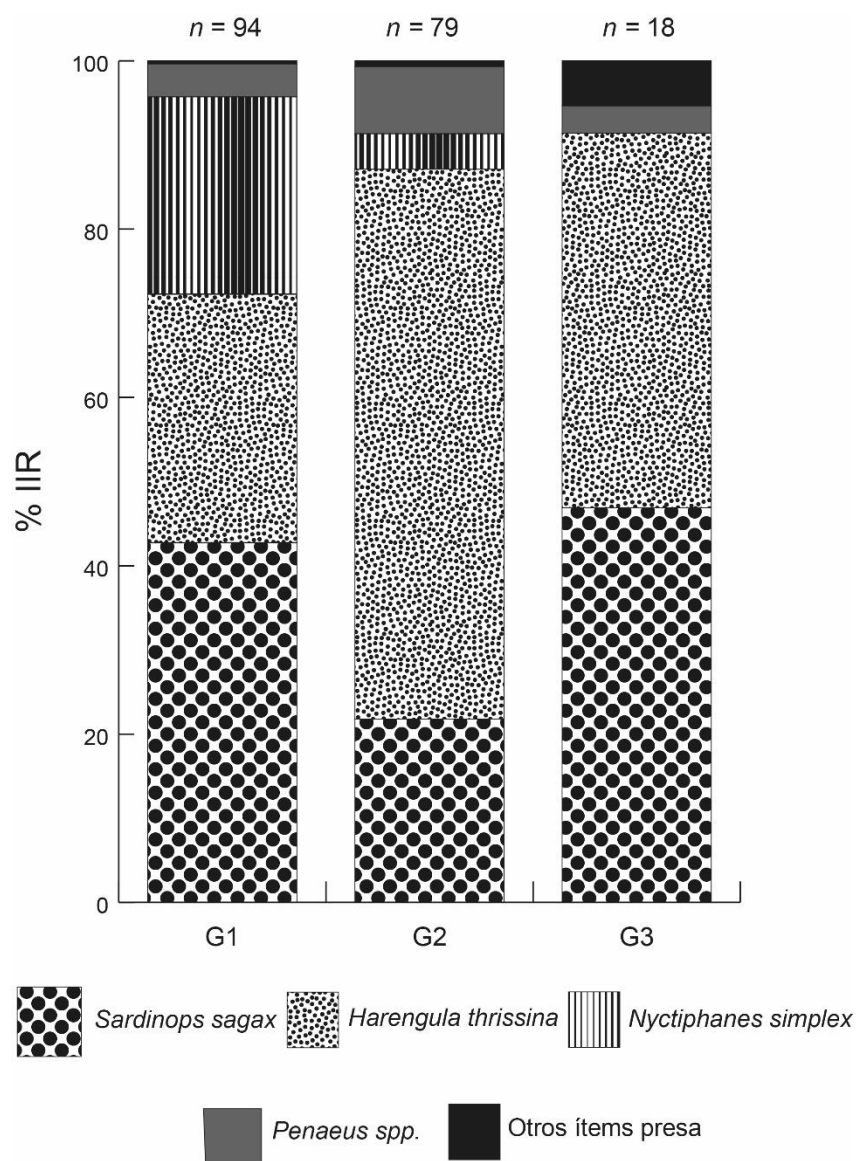
$F$  = prueba PERMANOVA,  $r$  = semejanza entre grupos,  $P$  = valores de probabilidad.



**Figura 7** Variación de ítems presa consumidos por *Lutjanus guttatus* capturados en la zona costera de Santa Rosalía B.C.S., determinada con el índice de Importancia Relativa (%IIR), en general y por sexos (hembra o macho).

**Dieta por tallas.** En la división por grupos de tallas, en el grupo 1 (28 - 38 cm longitud total) se analizaron 94 estómagos y se alimentaron de un total de 14 ítems presa (8 peces y 6 invertebrados). De acuerdo con el %IIR, las presas más importantes en la dieta de este grupo fueron *S. sagax* (42.7%), *H. thrissina* (29.5%), *N. simplex* (23.4%) y *Penaeus spp.* (3.9%). En el grupo 2 (39 – 48 cm longitud total) se analizaron 79 estómagos, en los cuales se contaron un total de 15 ítems presa

(8 peces y 7 invertebrados), siendo los más importantes *H. thrissina* (65.3%), *S. sagax* (21.7%), *Penaeus* spp. (7.9%) y *N. simplex* (4.2%). Finalmente, en grupo 3 (49 - 58 cm longitud total) se analizaron 18 estómagos, en los cuales se encontró un total de 7 ítems presa (5 peces y 2 invertebrados), de los cuales las especies más importantes fueron *S. sagax* (46.8%), *H. thrissina* (44.4%) y *Penaeus* spp. (3.2%) (Fig. 8). El análisis estadístico mostro diferencias significativas entre los grupos de talla (PERMANOVA  $F = 45.4$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla IV).



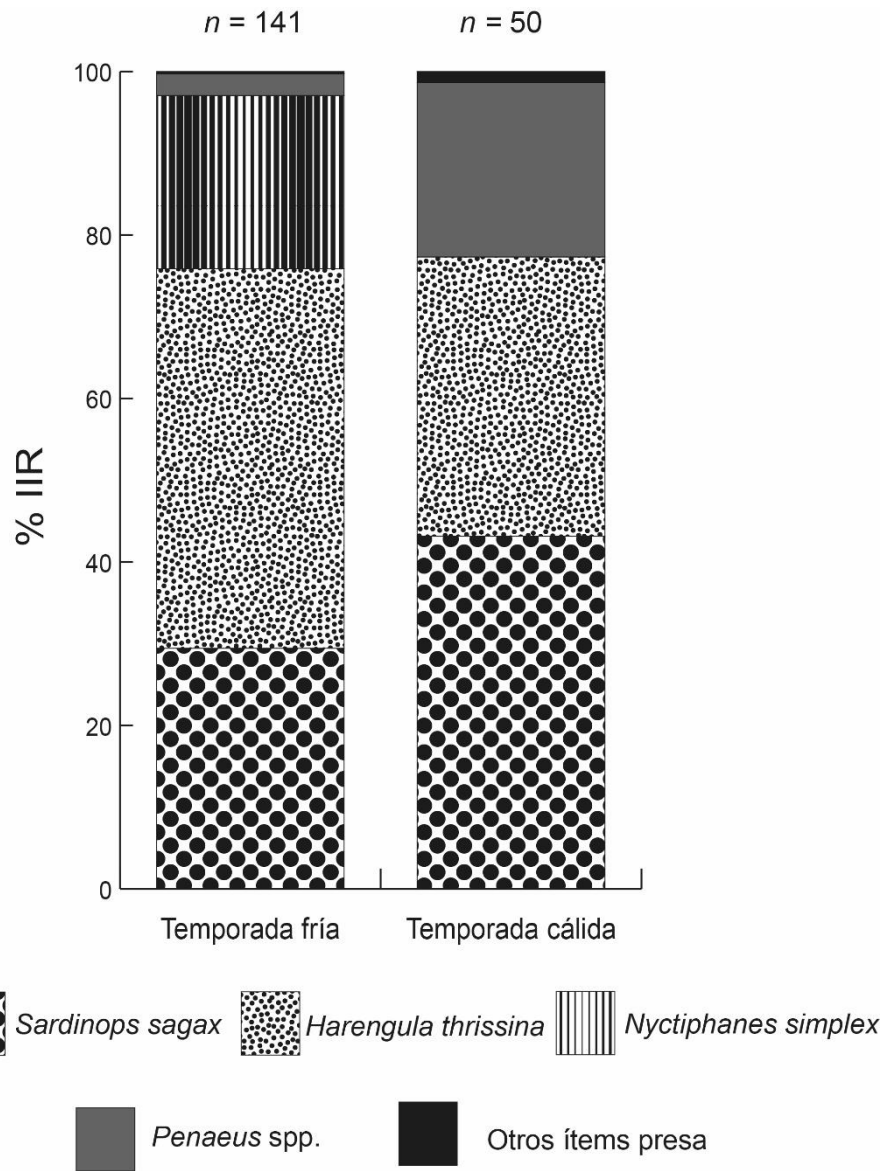
**Figura 8** Variación de ítems presa consumidos por *Lutjanus guttatus* capturados en la zona costera de Santa Rosalía B.C.S. determinada con el índice de Importancia Relativa (%IIR), por grupos de talla. G1 (28-38 cm), G2 (39-48 cm) y G3 (49-58 cm).



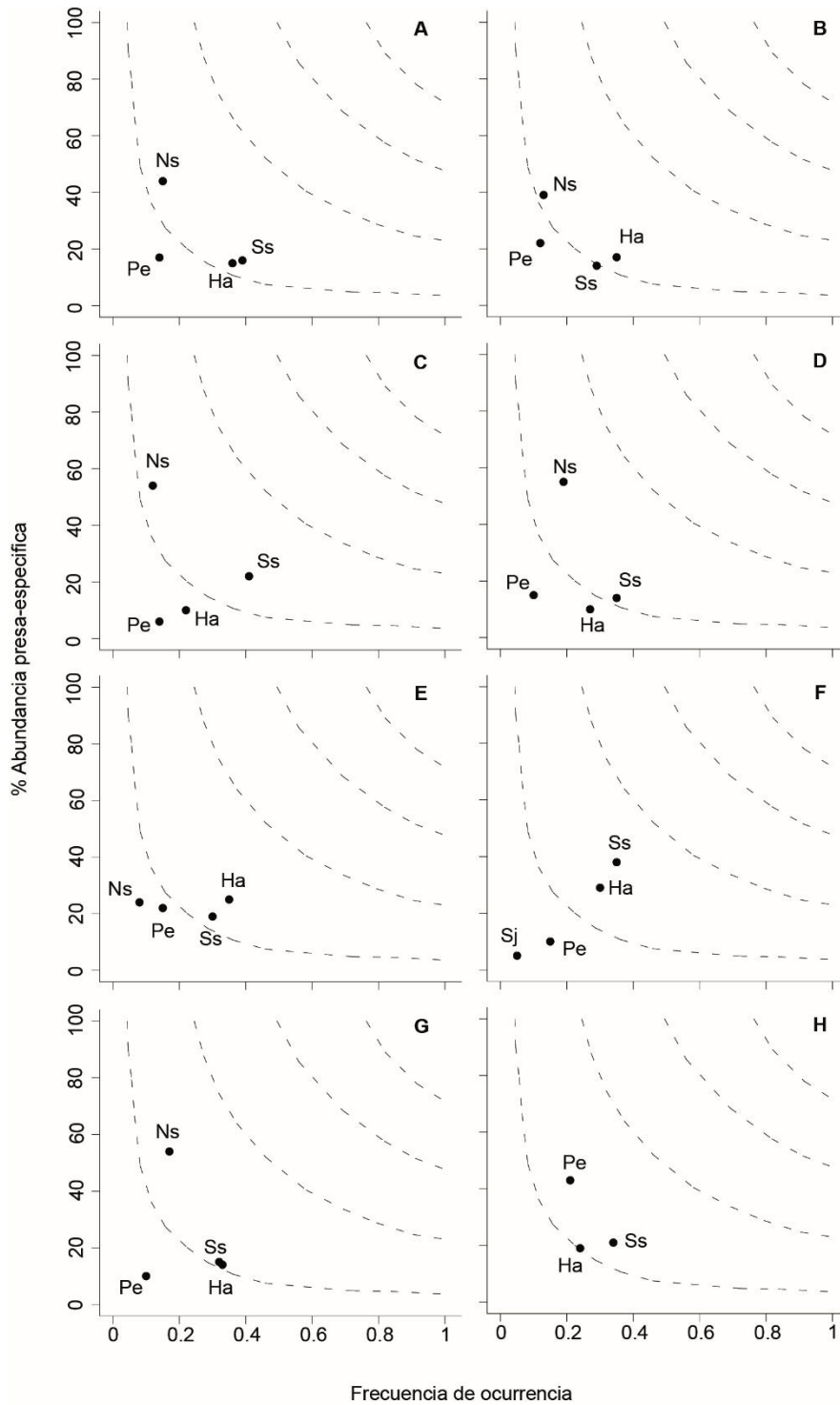
**Dieta por temporada climática.** Se analizaron un total de 141 estómagos en la temporada fría y 50 recolectados en la temporada cálida. Durante la temporada fría, la dieta incluyó 16 ítems presa (7 peces y 9 invertebrados), de acuerdo con el %IIR, las especies más importantes fueron *H. thrissina* (46.4%), *S. sagax* (29.4%), *N. simplex* (21.1%) y *Penaeus* spp. (2.6%). En la temporada cálida, la dieta incluyó 14 ítem presas (11 peces y 3 invertebrados), de acuerdo con el %IIR las presas más importantes fueron *S. sagax* (43.1%), *H. thrissina* (34.1%) y *Penaeus* spp. (21.3%) (Fig. 9). El análisis estadístico mostro diferencias significativas (PERMANOVA  $F = 5$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla IV).

De acuerdo con la prueba PERMANOVA, las interacciones sexo-talla ( $F = 1.2$ ,  $P = 0.24$ ), sexo-temporada ( $F = 0.62$ ,  $P = 0.76$ ), talla-temporada ( $F = 1.5$ ,  $P = 0.12$ ) y sexo-talla-temporada ( $F = 0.6$ ,  $P = 0.79$ ) no fueron significativas (Tabla IV).

**Amplitud del nicho trófico y estrategia alimentaria.** De acuerdo con los valores obtenidos del índice estandarizado de Levin ( $B_i$ ), el pargo lunarejo puede ser considerado como un depredador especialista ( $B_i = 0.13$ ). Dichos valores son consistentes en cada una de las divisiones por categorías; sexos (machos:  $B_i = 0.12$ ; hembras:  $B_i = 0.12$ ), grupos de tallas (G1:  $B_i = 0.12$ ; G2:  $B_i = 0.13$ ; G3:  $B_i = 0.11$ ) y temporadas climáticas (temporada fría:  $B_i = 0.11$ ; temporada cálida:  $B_i = 0.15$ ). La estrategia alimentaria confirmó que el pargo lunarejo es un depredador bentónico con un estrecho nicho trófico, con un reducido número de presas abundantes y frecuentes (*S. sagax*, *H. thrissina* y *Penaeus* spp.), sin embargo, la dominancia de estas presas cambia de acuerdo con el sexo, la talla y la temporada climática (Fig. 10).



**Figura 9** Variación de ítems presa consumidos por *Lutjanus guttatus* capturados en la zona costera de Santa Rosalía B.C.S. con el índice de Importancia Relativa (%IIR), por temporadas climáticas (temporada fría o temporada cálida).



**Figura 10** Grafica de Costello; Abundancia presa-especifica (%N) por el porcentaje de Frecuencia de Ocurrencia (%FO), en la dieta general de *Lutjanus guttatus*, capturado en la zona costera de Santa Rosalía B.C.S.; (A) general, (B) hembra, (C) macho, (D) grupo de talla 1, (E) grupo de talla 2, (F) grupo de talla 3, (G) temporada Fría 2, (H) temporada cálida; Ss = *Sardinops sagax*, Ha = *Harengula thrissina*, Ns = *Nyctiphanes simplex*, Pe = *Penaeus* spp., Sj = *Scomber japonicus*.

**Nivel trófico.** El nivel trófico calculado para el pargo lunarejo fue de 3.9. Los machos ocuparon un nivel trófico de 3.8, mientras que las hembras de 3.9. Los organismos del grupo de talla 1 tuvieron valores de 3.8 mientras que para el grupo de tallas 2 y 3 el valor fue de 4. Los niveles tróficos calculados para la temporada fría y cálida fueron, 3.8 y 3.9 respectivamente.

## 6.2.2 Factor de biomagnificación

De acuerdo con el %IIR, las presas más importantes en la dieta del pargo lunarejo fueron; fueron *H. thrissina* (%IIR, 45.7), *S. sagax* (%IIR, 34.8%), *N. simplex* (%IIR, 13.4%) y *Penaeus* spp. (%IIR, 5.6%). En cuanto a la concentración de los metales pesados analizados en las presas, todos estuvieron por debajo de las normas nacionales e internacionales de consumo como son; NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (i.e. Cd < 0.05 µg/g, Cu < 5.0 µg/g, Pb < 1.0 µg/g, Zn < 50.0 µg/g) (Tabla V).

**Tabla V.** Concentraciones promedio de; Cd, Cu, Pb y Zn en músculo de *Lutjanus guttatus* y sus presas principales.

Organismo	[Metales pesados] µg/g, p.h.			
	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>L. guttatus</i>	2.1E-04	2.59E-04	4.38E-05	1.22E-01
<i>H. thrissina</i>	1.89E-03	1.18E-04	8.66E-05	4.33E-02
<i>S. sagax</i>	1.46E-03	9.04E-05	6.66E-05	3.33E-02
<i>Penaeus</i> spp.	3.62E-03	1.47E-05	2.17E-05	1.51E-02
<i>N. simplex</i>	2.78E-03	1.13E-05	1.67E-05	1.16E-02

p.h. = peso húmedo

En cuanto al factor de biomagnificación (Fb) estimado con la fórmula propuesta por Gray, (2002), se encontró que *S. sagax* fue la presa que transfirió la mayor cantidad de Cd (Fb = 0.34), en contraste *Penaeus* spp. fue la presa que aportó la menor cantidad de dicho elemento (Fb= 0.13) (Tabla VI). En el caso del Cu (Fb= 2.19), Pb (Fb= 1.98) y Zn (Fb= 2.81), *H. thrissina* fue la especie presa que

transfirió la mayor cantidad de dichos elementos, en contra parte *N. simplex* fue la especie que cedió la menor cantidad de los elementos mencionados; Cu (Fb= 22.92), Pb (Fb= 10.29) y Zn (Fb= 10.51) (Tabla VI).

**Tabla VI.** Factor de biomagnificación para las presas principales de *Lutjanus guttatus*, utilizando la fórmula de Gray, (2002).

Organismo	Factor de biomagnificación			
	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>H. thrissina</i>	0.265	2.195	1.986	2.818
<i>S. sagax</i>	0.342	2.865	2.583	3.664
<i>Penaeus</i> spp.	0.138	17.619	7.926	8.079
<i>N. simplex</i>	0.180	22.920	10.299	10.517

Por su parte, de acuerdo con el factor de biomagnificación estimado con la fórmula propuesta por Escobar-Sánchez *et al.* (2011), la especie *H. thrissina* fue la que transfirió la mayor cantidad de Cu (Fb= 4.8), Pb (Fb= 4.34) y Zn (Fb= 6.16), mientras que *S. sagax* aportó la mayor cantidad de Cd (Fb= 0.982). Contrariamente, *Penaeus* spp. fue la especie presa que cedió la menor cantidad de los metales analizados; Cd (Fb= 2.44), Cu (Fb= 2.44), Pb (Fb=140.28) y Zn (Fb= 142.99) (Tabla VII).

**Tabla VII.** Factor de biomagnificación para las presas principales de *Lutjanus guttatus*, utilizando la fórmula de Escobar-Sánchez *et al.*, (2011).

Organismo	Factor de biomagnificación %IIR				
	%IIR	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>H. thrissina</i>	45.73	0.579	4.800	4.343	6.161
<i>S. sagax</i>	34.865	0.982	8.219	7.408	10.510
<i>Penaeus spp.</i>	5.651	2.445	311.842	140.288	142.999
<i>N. simplex</i>	13.464	1.336	170.285	76.519	78.137

**Factor de biomagnificación por sexos.** En cuanto a la división por sexos, se observó que en las hembras la especie *S. sagax* fue la que transfirió la mayor cantidad de Cd (Fb= 1.386), mientras que *H. thrissina* cedió la mayor cantidad de Cu (Fb= 3.857), Pb (Fb= 3.49) y Zn (Fb= 4.951). En la categoría machos, *N. simplex* aportó la mayor cantidad de Cd (Fb= 1.175). Por su parte, *S. sagax* fue la especie presa que transfirió la mayor cantidad de Cu (Fb= 4.435), Pb (Fb=3.997) y Zn (Fb= 5.671) (Tabla VIII).

**Tabla VIII.** Factor de biomagnificación para las presas principales de *Lutjanus guttatus*, utilizando la fórmula de Escobar-Sánchez *et al.*, (2011), para la categoría hembra y macho.

Organismo	Factor de biomagnificación %IIR (Hembra)				
	%IIR	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>H. thrissina</i>	56.9	0.464	3.857	3.49	4.951
<i>S. sagax</i>	24.7	1.386	11.599	10.456	14.833
<i>Penaeus spp.</i>	6.2	2.227	284.18	127.84	130.31
<i>N. simplex</i>	11.8	1.524	194.24	87.283	89.129
Organismo	Factor de biomagnificación %IIR (Macho)				
	%IIR	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>H. thrissina</i>	15.4	1.717	14.253	12.897	18.296
<i>S. sagax</i>	64.6	0.530	4.435	3.997	5.671
<i>Penaeus spp.</i>	3.8	3.634	463.66	208.59	212.62
<i>N. simplex</i>	15.3	1.175	149.81	67.316	68.74

**Factor de biomagnificación por grupos de talla.** Para la división por grupos de talla, se observó que en el grupo de talla 1 (G1) la especie *H. thrissina* fue la que transfirió la mayor cantidad de Cd (Fb= 0.896), mientras que *S. sagax* aportó la mayor cantidad de Cu (Fb= 6.694), Pb (Fb= 6.034) y Zn (Fb= 8.559). Mientras que para los grupos de talla 2 (G2) y 3 (G3), la especie *S. sagax* fue la que biomagnificó la mayor cantidad de Cd (G2, Fb= 1.57) (G3, Fb= 0.730) y *H. thrissina* la que cedió la mayor cantidad de Cu (G2, Fb= 3.361) (G3, Fb= 4.932), Pb (G2, Fb= 3.041), (G3, Fb= 4.463) y Zn (G2, Fb=4.314 ), (G3, Fb= 6.331) (Tabla IX).

**Tabla IX.** Factor de biomagnificación para las presas principales de *Lutjanus guttatus*, utilizando la fórmula de Escobar-Sánchez *et al.*, (2011), para la categoría grupos de talla.

Organismo	Factor de biomagnificación %IIR (G1)				
	%IIR	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>H. thrissina</i>	29.5	0.896	7.44	6.732	9.551
<i>S. sagax</i>	42.8	0.8	6.694	6.034	8.559
<i>Penaeus spp.</i>	3.9	3.541	451.770	203.237	207.165
<i>N. simplex</i>	23.4	0.768	97.95	44.014	44.945
Factor de biomagnificación %IIR (G2)					
<i>H. thrissina</i>	65.3	0.405	3.361	3.041	4.314
<i>S. sagax</i>	21.8	1.57	13.142	11.846	16.805
<i>Penaeus spp.</i>	7.9	1.748	223.025	100.332	102.271
<i>N. simplex</i>	4.2	4.282	545.722	245.223	250.41
Factor de biomagnificación %IIR (G3)					
<i>H. thrissina</i>	44.5	0.594	4.932	4.463	6.331
<i>S. sagax</i>	46.9	0.730	6.108	5.506	7.811
<i>Penaeus spp.</i>	3.2	4.316	550.595	247.695	252.483
<i>N. simplex</i>	-	-	-	-	-

Para la división por temporadas climáticas, en la temporada fría la especie *S. sagax* fue la que transfirió la mayor cantidad de Cd (Fb= 1.164), mientras que *H. thrissina* aportó la mayor cantidad de Cu (Fb= 4.73), Pb (Fb= 4.28) y Zn (Fb= 6.072). Mientras que en la temporada cálida la sardina *S. sagax* transfirió la mayor cantidad de Cd (Fb= 0.79) y la sardina *H. thrissina* le aportó todos los metales (Cu:Fb= 6.41, Pb: Fb= 5.80 y Zn: Fb= 8.23) (Tabla X).

**Tabla X.** Factor de biomagnificación para las presas principales de *Lutjanus guttatus*, utilizando la fórmula de Escobar-Sánchez *et al.* (2011), para la categoría temporada climática.

Organismo	Factor de biomagnificación %IIR (T. fría)				
	%IIR	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>H. thrissina</i>	46.4	0.57	4.73	4.28	6.072
<i>S. sagax</i>	29.4	1.164	9.745	8.784	12.461
<i>Penaeus spp.</i>	2.7	5.115	652.557	293.565	299.239
<i>N. simplex</i>	21.2	0.848	108.114	48.582	49.609

Factor de biomagnificación %IIR (T. cálida)					
	%IIR	Cd	Cu	Pb	Zn
<i>H. thrissina</i>	34.2	0.773	6.417	5.807	8.238
<i>S. sagax</i>	43.2	0.792	6.632	5.978	8.480
<i>Penaeus spp.</i>	21.3	0.648	82.718	37.212	37.931
<i>N. simplex</i>	-	-	-	-	-

### 6.3 Bioacumulación y organotropía

#### Bioacumulación y organotropía general

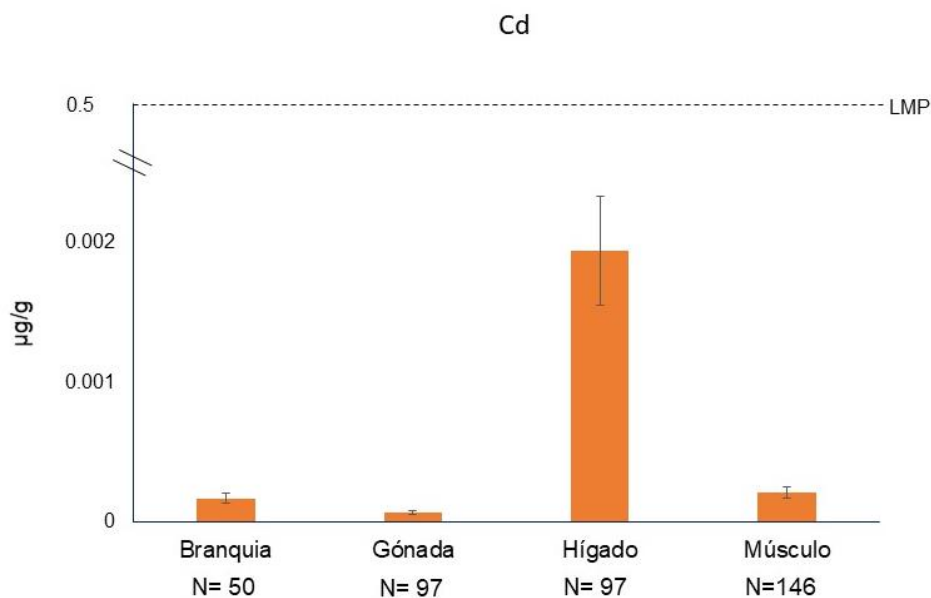
En total se analizaron 50 muestras de tejido branquial de *L. guttatus* de tallas de 29 a 55 cm y pesos totales de 290 a 1675 g (Tabla XI). De los metales analizados (Cd, Cu, Pb y Zn), se encontró la concentración promedio más alta de Zn ( $0.061 \mu\text{g/g} \pm 0.0095$ ) (Fig. 14) mientras que los más bajos fueron de Cu ( $0.0000062 \mu\text{g/g} \pm 0.000043$ ) (Fig. 12) (Tabla XII). De las 97 gónadas analizadas (Tabla VII), el metal con la concentración promedio más elevada fue el Cu ( $0.0029 \mu\text{g/g} \pm 0.0016$ ) (Fig. 12), mientras que la más baja correspondió al Pb ( $0.000018 \mu\text{g/g} \pm 0.000043$ ) (Fig. 13) (Tabla XII). Respecto al hígado, se analizaron un total de 97 muestras y el metal con la concentración promedio más alta fue de Zn ( $0.056 \mu\text{g/g} \pm 0.029$ ) (Fig. 14), mientras que las concentraciones promedio más bajas pertenecieron al Pb ( $0.000009 \mu\text{g/g} \pm 0.000003$ ) (Fig. 13) (Tabla XII). Así mismo se analizaron 146 muestras de tejido muscular, donde de los metales analizados se encontraron que las concentraciones promedio fueron de mayor a menor de Zn ( $0.12 \mu\text{g/g} \pm 0.16$ ) (Fig. 14), Pb ( $0.000043 \mu\text{g/g} \pm 0.00008$ ) (Fig. 13) (Tabla XII). Cabe resaltar que las



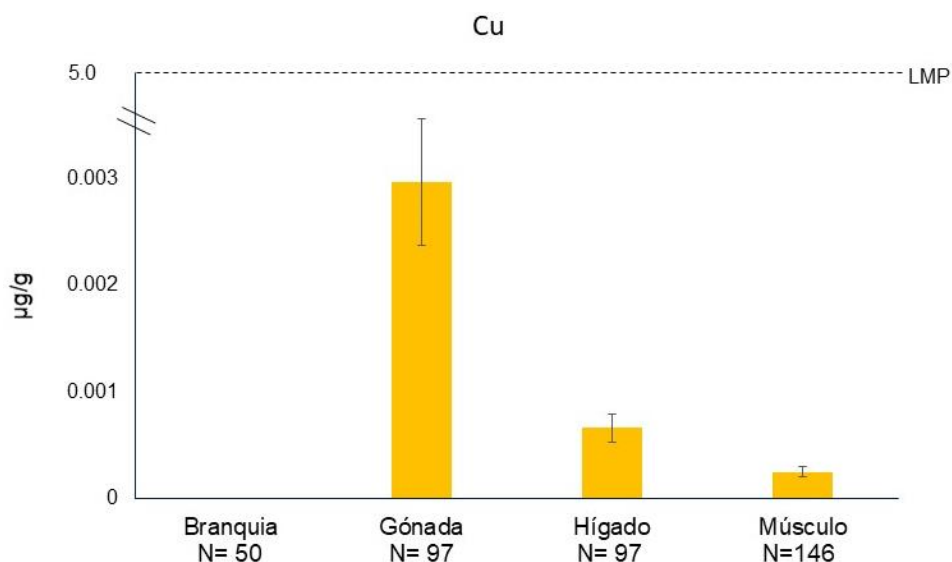
concentraciones de todos los elementos analizados estuvieron por debajo de las normas nacionales e internacionales de consumo como son; NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA ( $Cd < 0.05 \mu\text{g/g}$ ,  $Cu < 5.0 \mu\text{g/g}$ ,  $Pb < 1.0 \mu\text{g/g}$ ,  $Zn < 50.0 \mu\text{g/g}$ ) (Tabla V).

**Tabla XI.** Número de tejidos analizados (*N*) y rangos de tallas y pesos para cada órgano, general. LT, longitud total; P, peso.

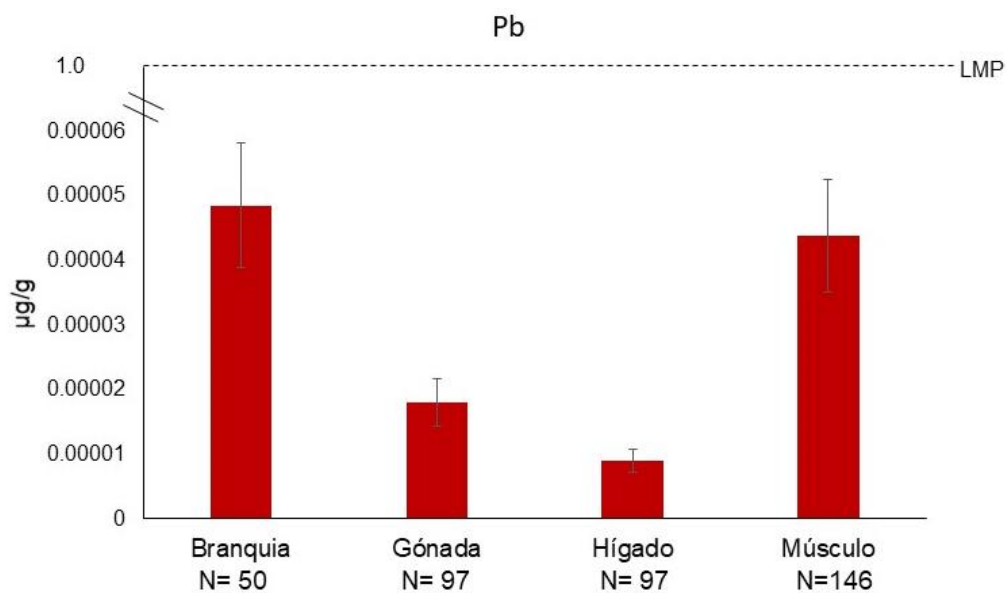
Órgano	<i>N</i>	LT	P
		rango (cm)	rango (g)
Músculo	146	29 – 55	290 – 1675
Branquia	50	29 – 55	290 – 1675
Hígado	97	29 – 55	290 – 1675
Gónada	97	29 – 55	290 – 1675



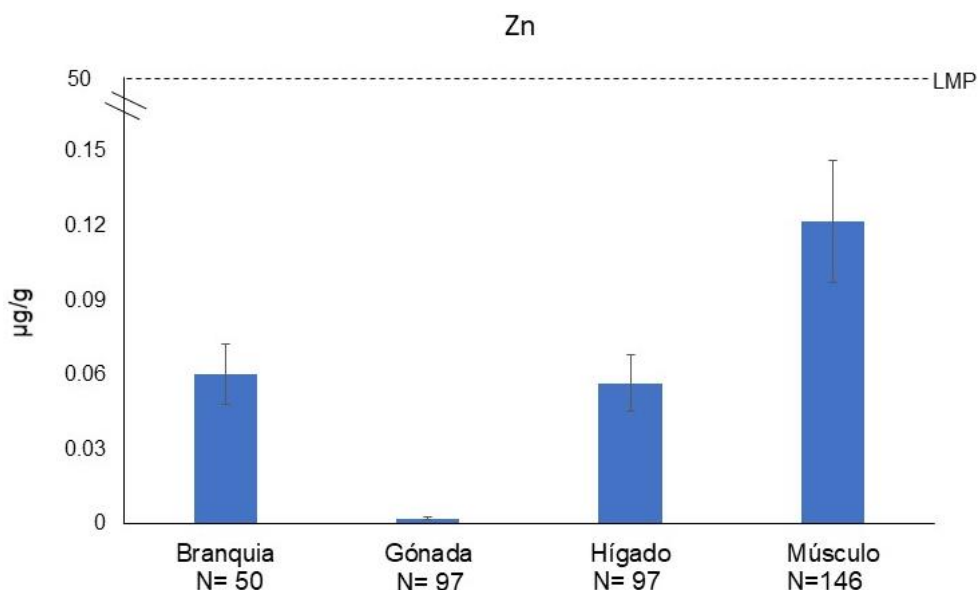
**Figura 11.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*. N, número de muestras; p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA ( $Cd 0.05 \mu\text{g/g}$ ).



**Figura 12.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cu ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*. N, número de muestras; p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd 5.0  $\mu\text{g/g}$ ).



**Figura 13.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Pb ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*. N, número de muestras; p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Pb 1.0  $\mu\text{g/g}$ ).



**Figura 14.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Zn ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*. N, número de muestras; p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Zn 50.0  $\mu\text{g/g}$ ).

### Bioacumulación y organotropía por sexos

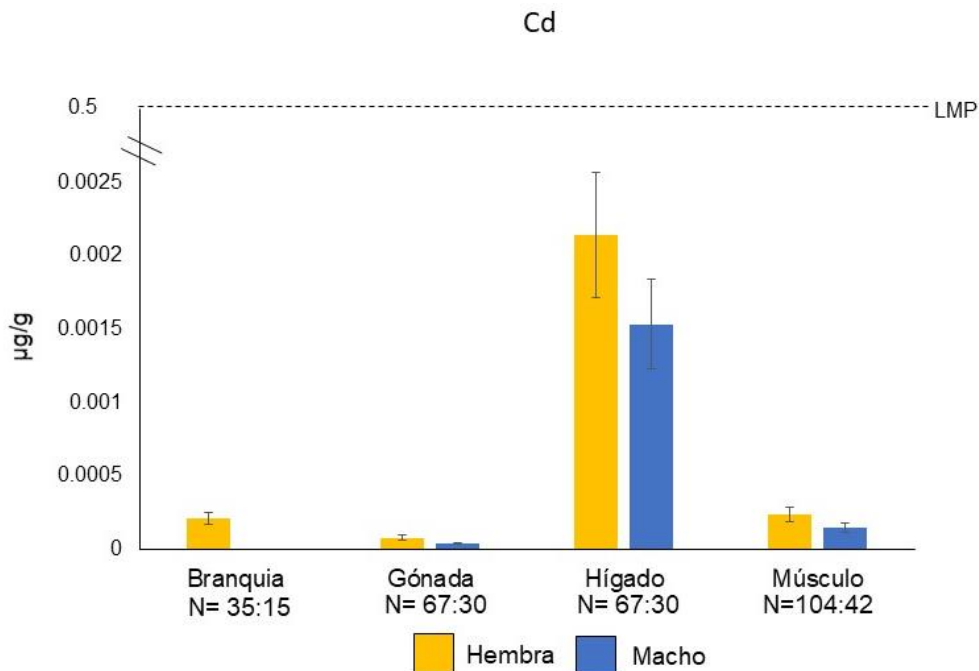
En cuanto a la división por sexos, del total de branquias analizadas (50), 35 correspondieron a la categoría hembra y 15 a la categoría macho, en donde las concentraciones de todos los elementos analizados fueron mayores en las hembras respecto a los machos (Figs. 15–18, Tabla XII). Además de lo anterior, todas las concentraciones estuvieron por debajo de lo establecido por las normas nacionales e internacionales (NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA  $Cd < 0.05 \mu\text{g/g}$ ,  $Cu < 5.0 \mu\text{g/g}$ ,  $Pb < 1.0 \mu\text{g/g}$ ,  $Zn < 50.0 \mu\text{g/g}$ ), esta tendencia se mantuvo en los órganos descritos.

Por su parte de las 97 gónadas analizadas, 67 pertenecieron a las hembras y 30 a los machos, en las cuales las concentraciones del total de los elementos analizados resulto mayor en las hembras respecto a los machos (Figs. 15 – 18, Tabla XII).

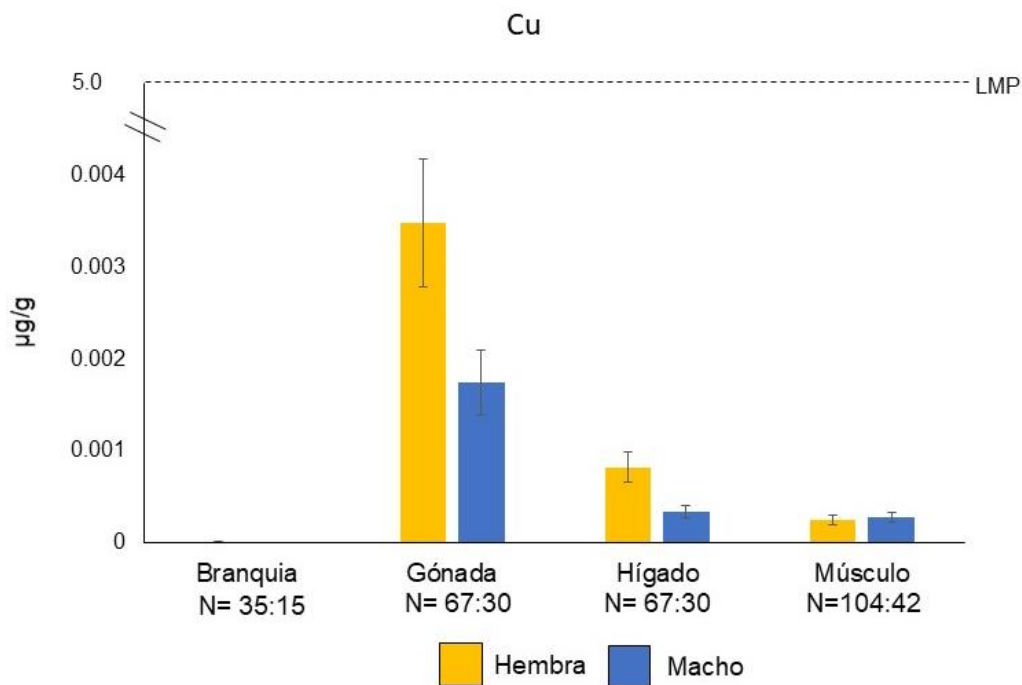
Por otro lado, de los 97 hígados analizados 67 correspondieron a la categoría hembra y 30 a los machos, en donde las concentraciones de Cd, Cu y Pb fueron mayores en las hembras, mientras que el Zn fue similar en ambas categorías, (Figs. 15 – 18, Tabla XII).

Asimismo, de las 146 muestras analizadas de tejido muscular, 104 fueron de la categoría hembras y 42 de la categoría machos, en donde de los metales analizados, se encontraron concentraciones elevadas de Cd y Cu en las hembras, mientras que Pb y Zn fueron mayores en los machos (Figs. 15 – 18, Tabla XII).

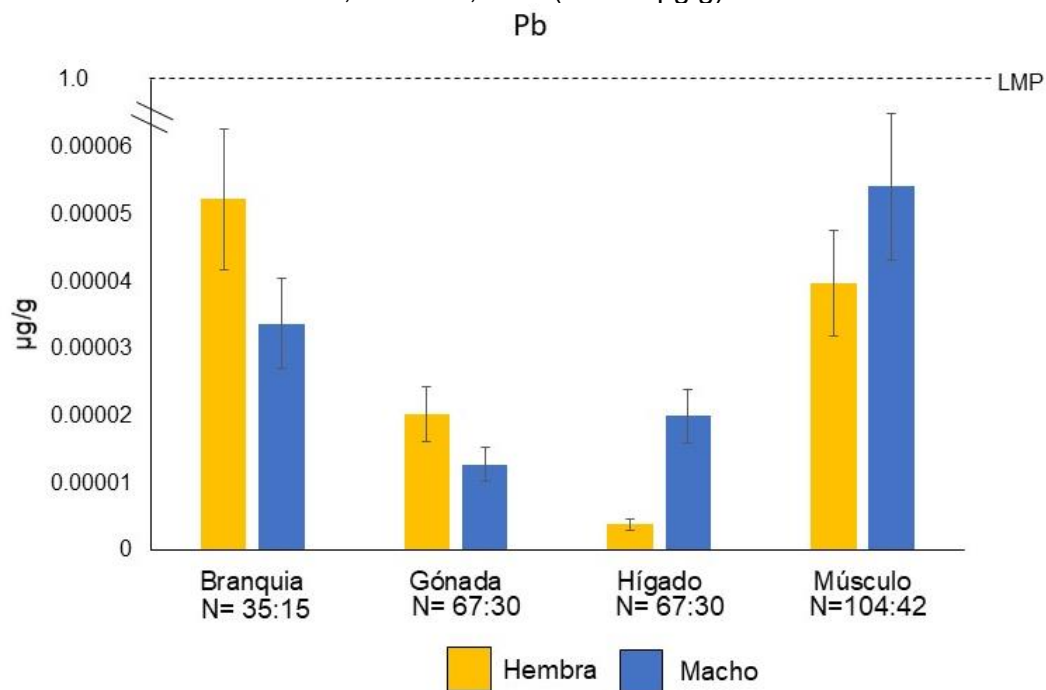
El análisis estadístico PERMANOVA mostro diferencias significativas para la categoría sexos únicamente en la gónada (PERMANOVA  $F=42.46$ ,  $P < 0.05$ ).



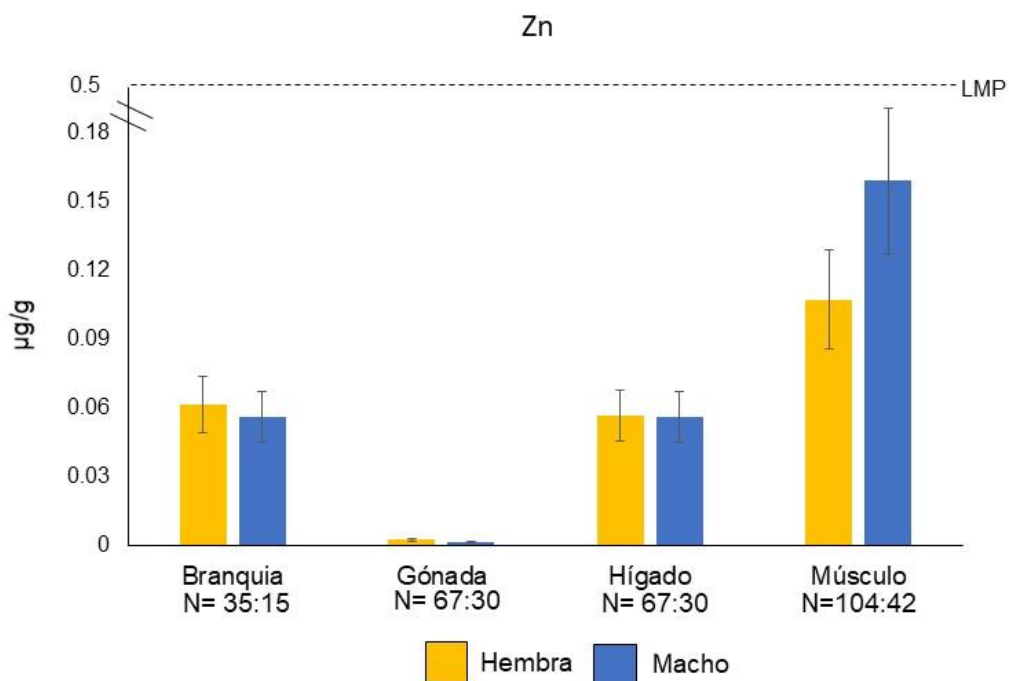
**Figura 15.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría sexos. N, número de muestras (macho: hembra); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd 0.05  $\mu\text{g/g}$ ).



**Figura 16.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cu ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría sexos. N, número de muestras (macho; hembra); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cu  $5.0 \mu\text{g/g}$ ).



**Figura 17.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Pb ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría sexos. N, número de muestras (macho; hembra); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Pb  $1.0 \mu\text{g/g}$ ).



**Figura 18.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Zn ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría sexos. N, número de muestras (macho; hembra); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Zn 50.0  $\mu\text{g/g}$ ).

### Bioacumulación y organotropía por tallas

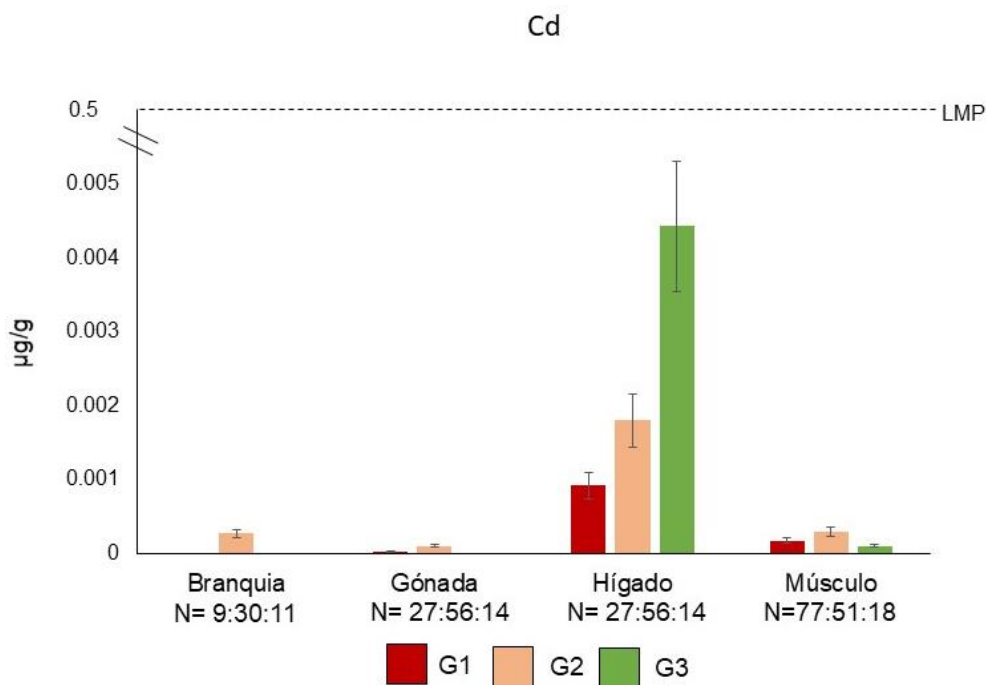
Respecto a la división por grupos de talla, de las 50 branquias analizadas, nueve correspondieron a la categoría grupo de talla 1 (G1), 30 al grupo de talla 2 (G2) y 11 al grupo de talla 3 (G3). En dichas muestras, las concentraciones más altas de Cd, Pb y Zn se encontraron en el grupo de talla 2, mientras que las mayores de Cu en el grupo de talla 3 (Figs. 19-22, Tabla XII). Así mismo, todas las concentraciones estuvieron por debajo de lo establecido por las normas nacionales e internacionales de consumo como son; NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd < 0.05  $\mu\text{g/g}$ , Cu < 5.0  $\mu\text{g/g}$ , Pb < 1.0  $\mu\text{g/g}$ , Zn < 50.0  $\mu\text{g/g}$ ), esta tendencia se mantuvo para los órganos descritos.

Por su parte de las 97 gónadas analizadas, 27 pertenecieron al grupo de talla 1, 56 al grupo de talla 2 y 14 al grupo de talla 3. De estos, las concentraciones más altas de Cd y Pb correspondieron al grupo de tallas 2, mientras que las más altas de Cu y Zn al grupo de talla 3 (Figs. 19-22, Tabla XII).

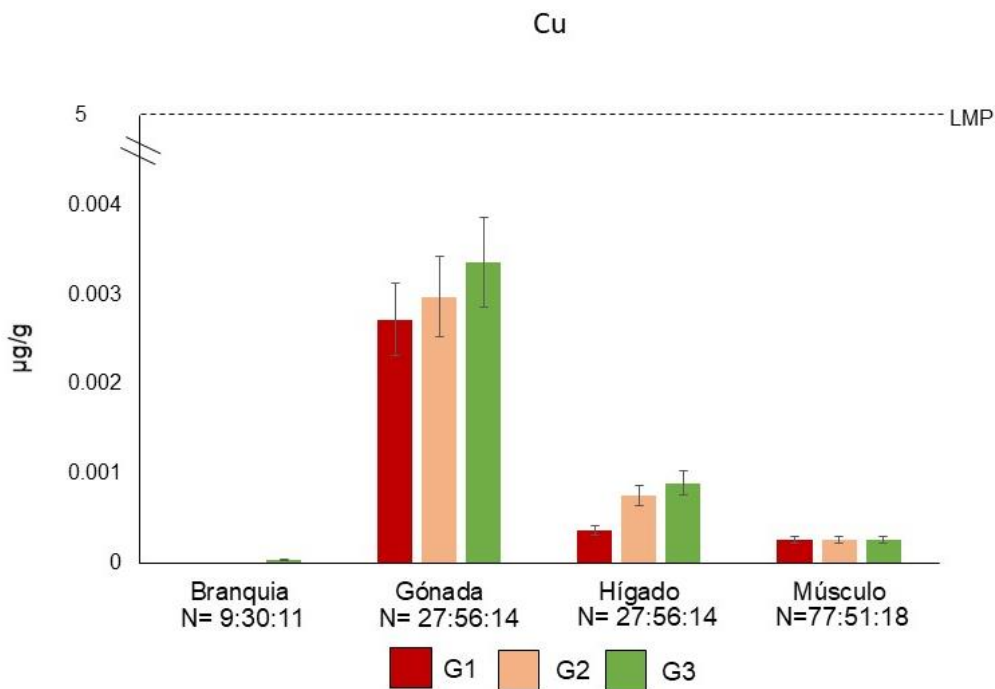
En cuanto a los 97 hígados analizados, 27 correspondieron al grupo de talla 1, 56 al grupo de talla 2 y 14 al grupo de talla 3. En estos, de los metales analizados las mayores concentraciones de Cd, Cu y Zn resultaron en el grupo de talla 3, mientras que las concentraciones más altas de Pb en el grupo de talla 2 (Figs. 19-22, Tabla XII).

Respecto al tejido muscular, de las 146 muestras analizadas 77 pertenecieron al grupo de talla 1, 51 al grupo de talla 2 y 18 al grupo de talla 3. De estas, las concentraciones más altas de Cd, Cu y Zn resultaron en el grupo de talla 2, mientras que las más altas de Pb en el grupo de talla 3 2 (Figs. 19-22, Tabla XII).

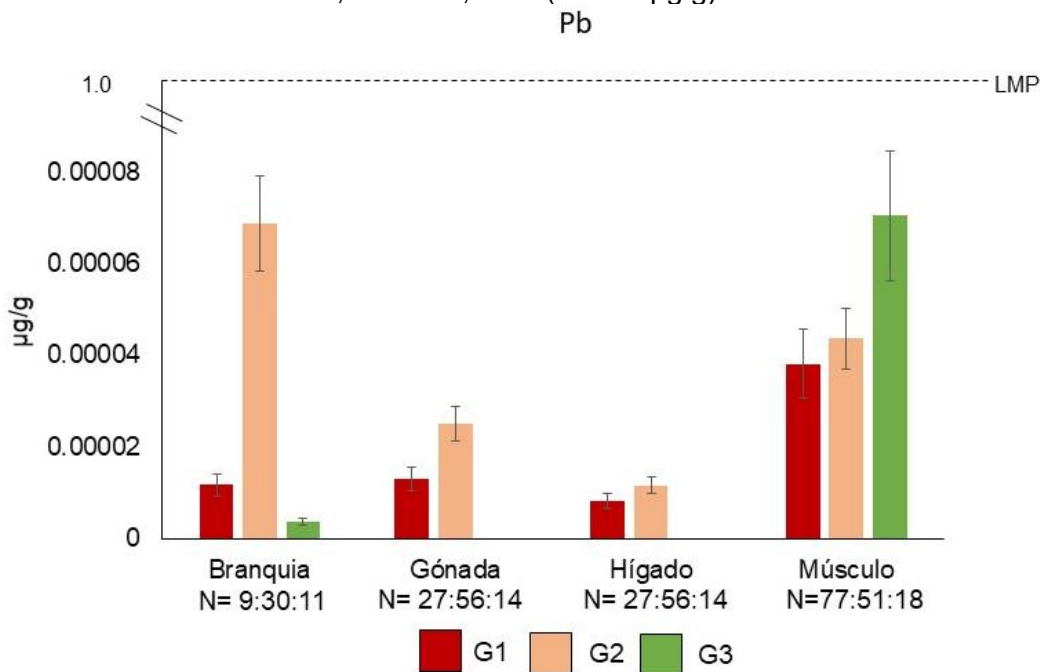
Finalmente, el análisis estadístico PERMANOVA mostro diferencias significativas para la categoría grupos de talla únicamente en el músculo (PERMANOVA  $F=4.05$ ,  $P < 0.05$ ).



**Figura 19.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría grupos de talla. N, número de muestras (G1; G2; G3); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd 0.05  $\mu\text{g/g}$ ).

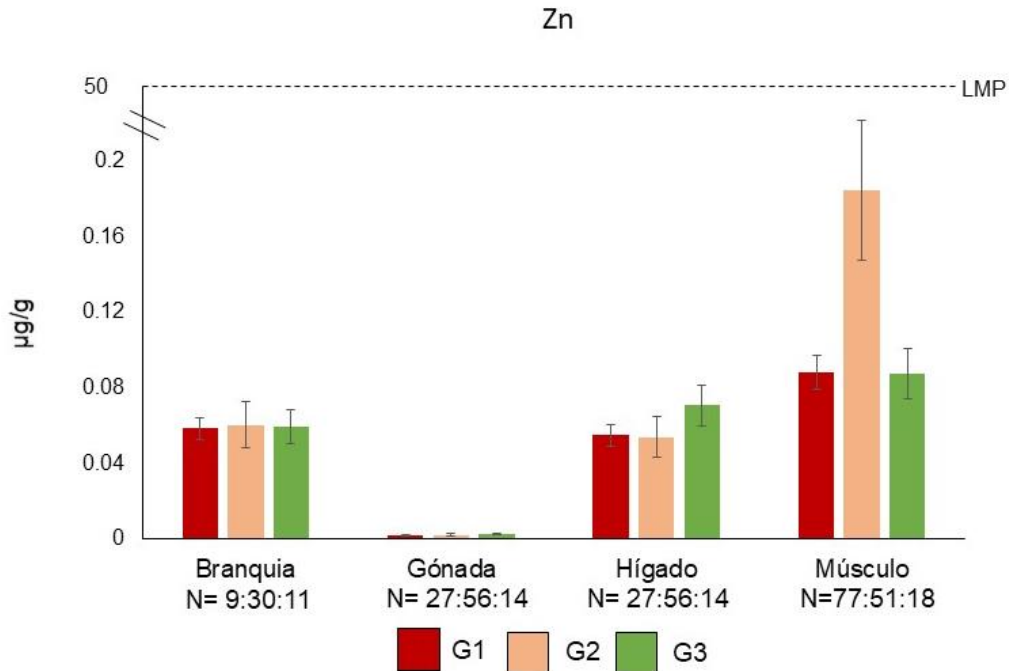


**Figura 20.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cu ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría grupos de talla. N, número de muestras (G1; G2; G3); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cu 5.0  $\mu\text{g/g}$ ).



**Figura 21.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Pb ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría grupos de talla. N, número de muestras (G1; G2; G3); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Pb 1.0  $\mu\text{g/g}$ ).





**Figura 22.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Zn ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría grupos de talla. N, número de muestras (G1; G2; G3); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Zn 50.0  $\mu\text{g/g}$ ).

### Bioacumulación y organotropía por temporadas climáticas

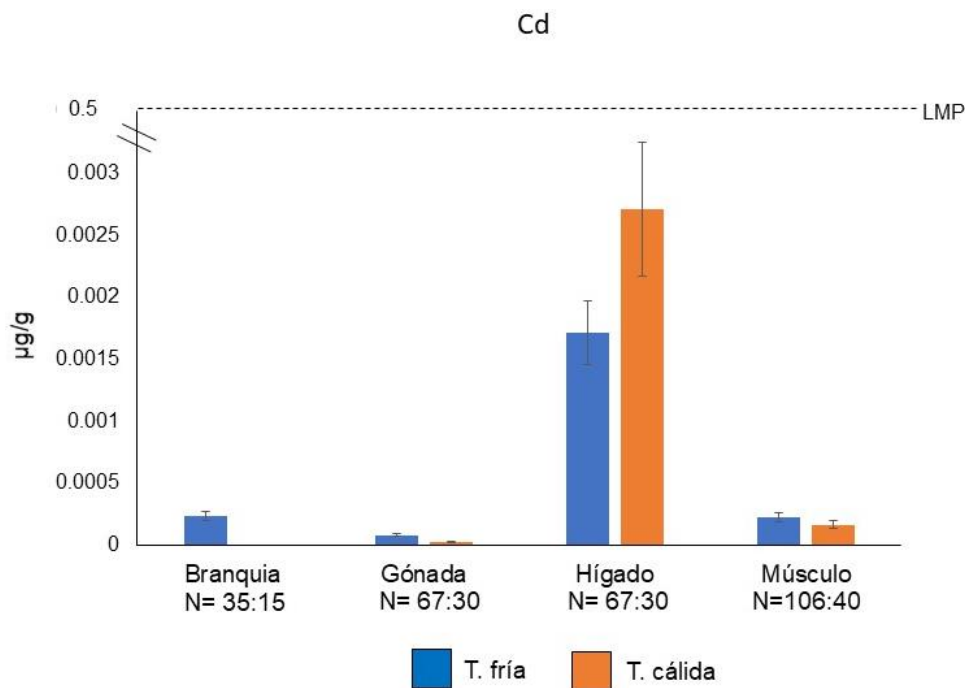
De las 50 branquias analizadas, 35 correspondieron a la categoría temporada fría y 15 a la temporada cálida, las concentraciones más altas de Cd y Pb se encontraron en la temporada fría, mientras que las de Cu y Zn en la temporada cálida (Figs. 23-26, Tabla XII). Además de lo anterior, todas las concentraciones estuvieron por debajo de lo establecido por las normas nacionales e internacionales de consumo como son; NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd < 0.05  $\mu\text{g/g}$ , Cu < 5.0  $\mu\text{g/g}$ , Pb < 1.0  $\mu\text{g/g}$ , Zn < 50.0  $\mu\text{g/g}$ ), esta tendencia se mantiene en los órganos descritos.

En tanto a las 97 gónadas analizadas, 67 pertenecieron a la temporada fría y 30 a la temporada cálida. De estas, las concentraciones más altas de Cd y Pb correspondieron a la temporada fría, mientras que las de Cu y Zn a la temporada cálida.

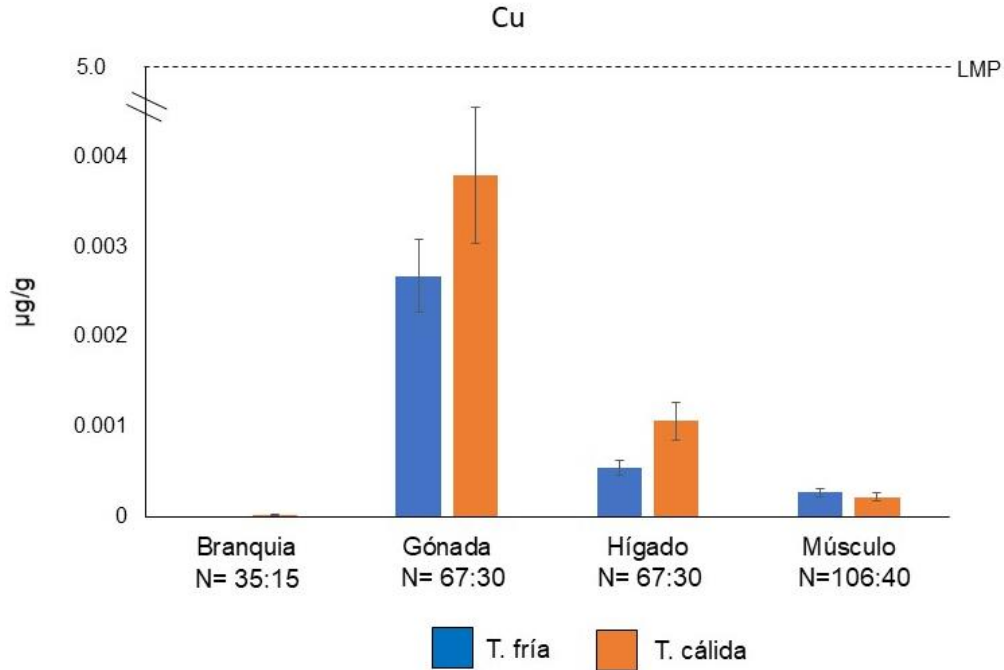
Por otro lado, de los 97 hígados analizados, 67 pertenecieron a la temporada fría y 30 a la temporada cálida. En donde las mayores concentraciones de Cd, Pb y Zn se encontraron en la temporada cálida, mientras que las de Cu en la temporada fría.

En cuanto al tejido muscular, de las 146 muestras estudiadas, 106 correspondieron a la temporada fría y 40 a la temporada cálida. Respecto a estas, las concentraciones más altas de Cd, Cu y Pb se encontraron en la temporada fría, mientras que las de Zn en la temporada cálida.

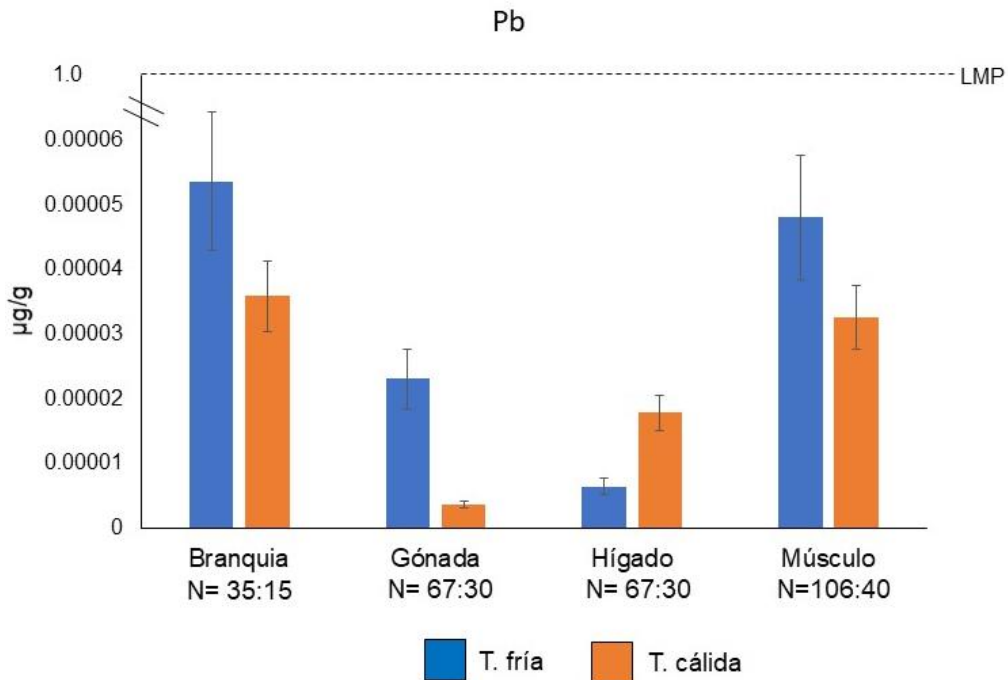
Por otra parte, el análisis estadístico PERMANOVA mostro diferencias significativas para la categoría temporada climática en la gónada (PERMANOVA  $F=4.43$ ,  $P < 0.05$ ) y músculo (PERMANOVA  $F=14.4$ ,  $P < 0.05$ )



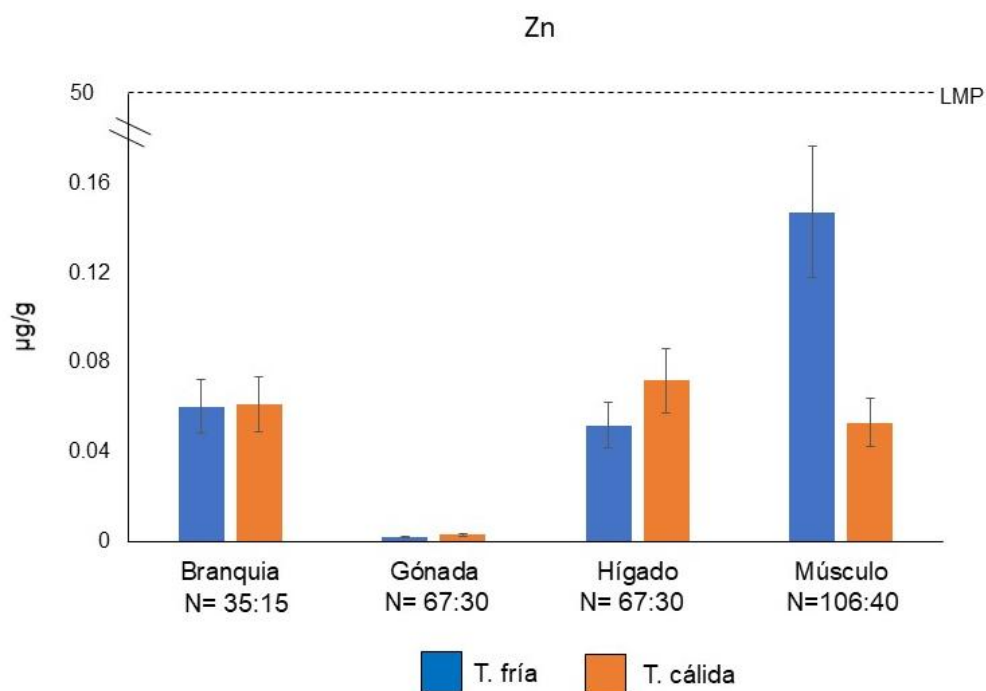
**Figura 23.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cd ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría temporada climática. N, número de muestras (T. fría; T. cálida); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cd 0.5  $\mu\text{g/g}$ ).



**Figura 24.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Cu ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) y desviación estándar en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría temporada climática. N, número de muestras (T. fría; T. cálida); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Cu 5.0  $\mu\text{g/g}$ ).



**Figura 25.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Pb ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría temporada climática. N, número de muestras (T. fría; T. cálida); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Pb 1.0  $\mu\text{g/g}$ ).



**Figura 26.** Concentraciones promedio y desviación estándar de Zn ( $\mu\text{g/g}$ , p.h.) en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, para la categoría temporada climática. N, número de muestras (T. fría; T. cálida); p.h., peso húmedo; LMP, límite máximo permisible de acuerdo con NOM-242-SSA1-2009, US-EPA, FDA (Zn 50.0  $\mu\text{g/g}$ ).

**Tabla XII.** Concentraciones promedio y desviación estándar (DE) de; Cd, Cu, Pb y Zn en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*, presentados en general y por categorías (i.e. Sexos, grupos de talla y temporadas climáticas).

Categoría	Branquia					Gónada				
	N	[Cd] ±DE	[Cu] ± DE	[Pb] ± DE	[Zn] ± DE	N	[Cd] ± DE	[Cu] ± DE	[Pb] ± DE	[Zn] ± DE
<b>General</b>	50	1.67E-04 ± 5.7E-04	6.25E-06 ± 4.37E-05	4.85E-05 ± 7 E-05	6.1E-02 ± 9.5E-03	97	6.56E-05 ± 2.19E-04	2.96E-03 ± 1.67E-03	1.8E-05 ± 4.32E-05	2.26E-03 ± 1.45E-03
<b>Hembra</b>	35	2.117E-04 ± 6.32E-04	7.84E-06 ± 4.9E-05	5.22E-05 ± 7.49E-05	6.15E-02 ± 9.27E-03	30	7.76E-05 ± 2.28E-04	3.49E-03 ± 1.68E-03	2.03E-05 ± 4.76E-05	2.53E-03 ± 1.94E-03
<b>Macho</b>	15	BLD	BLD	3.37E-05 ± 4.66E-05	5.61E-02 ± 9.75E-03	67	3.75E-05 ± 1.98E-04	1.74E-03 ± 8E-04	1.27E-05 ± 3.09E-05	1.61E-03 ± 7.52E-04
<b>G1</b>	9	BLD	BLD	1.17E-05 ± 2.32E-05	5.84E-02 ± 8.5E-03	27	2.57E-05 ± 1.28E-05	2.71E-03 ± 1.93E-03	1.31E-05 ± 3.67E-05	2.16E-03 ± 1.46E-03
<b>G2</b>	30	2.73E-04 ± 7.11E-04	BLD	6.87E-05 ± 7.43E-05	6.04E-02 ± 1.02E-02	56	1.01E-04 ± 2.71E-04	2.97E-03 ± 1.64E-03	2.5E-05 ± 4.98E-05	2.28E-03 ± 1.56E-03
<b>G3</b>	11	BLD	2.78E-05 ± 1.23E-05	3.73E-06 ± 1.28E-05	5.97E-02 ± 9.7E-03	14	BLD	3.36E-03 ± 1.3E-03	BLD	2.35E-03 ± 9.88E-04
<b>TF</b>	35	2.34E-04 ± 6.64E-04	BLD	5.35E-05 ± 7.12E-05	6.01E-02 ± 9.74E-03	67	8.03E-05 ± 2.45E-04	2.67E-03 ± 1.79E-03	2.3E-05 ± 4.871E-05	2.03E-03 ± 1.3E-03
<b>TC</b>	15	BLD	2.187E-04 ± 6.8E-04	3.58E-05 ± 6.8E-05	6.12E-02 ± 9.26E-03	30	2.33E-05 ± 1.14E-04	3.78E-03 ± 9.09E-04	3.63E-06 ± 1.24E-05	2.9E-03 ± 1.676E-03

Las concentraciones se muestran en µg/g, p.h. N, número de muestra; BLD, valor por debajo del límite de detección; G1, grupo de talla 1; G2, grupo de talla 2; G3, grupo de talla 3; TF; temporada fría; TC, temporada cálida.

Continuación Tabla XII

Categoría	N	Hígado				N	Músculo			
		[Cd] ± DE	[Cu] ± DE	[Pb] ± DE	[Zn] ± DE		[Cd] ± DE	[Cu] ± DE	[Pb] ± DE	[Zn] ± DE
<b>General</b>	97	1.94E-03 ± 2.66E-03	6.64E-04 ± 7.16E-04	9.03E-06 ± 3.08E-05	5.65E-02 ± 2.96E-02	146	2.1E-04 ± 2.76E-04	2.53E-04 ± 1.16E-04	4.38E-05 ± 8.65E-05	1.21E-01 ± 1.6E-01
<b>Hembra</b>	30	2.14E-03 ± 2.88E-03	8.22E-04 ± 7.91E-04	3.82E-06 ± 2.12E-05	5.67E-02 ± 3.02E-02	42	2.35E-04 ± 2.83E-04	2.43E-03 ± 1.17E-03	3.97E-05 ± 8.46E-05	1.07E-01 ± 1.29E-01
<b>Macho</b>	67	1.53E-03 ± 2.12E-03	3.34E-04 ± 3.48E-04	1.99E-05 ± 4.32E-05	5.62E-02 ± 2.89E-02	104	1.47E-04 ± 2.51E-04	2.78E-04 ± 1.13E-04	5.41E-05 ± 9.15E-05	1.58E-01 ± 2.18E-01
<b>G1</b>	27	9.19E-04 ± 1.79E-03	3.58E-04 ± 4.61E-04	8.23E-06 ± 2.65E-05	5.48E-02 ± 3.29E-02	77	1.75E-04 ± 2.42E-04	2.51E-04 ± 1.26E-04	3.81E-05 ± 8.71E-05	8.81E-02 ± 1.06E-01
<b>G2</b>	56	1.8E-03 ± 2.36E-03	7.48E-04 ± 7.7E-04	1.16E-05 ± 3.58E-05	5.39E-02 ± 3.05E-02	51	2.98E-04 ± 3.27E-04	2.56E-04 ± 9.58E-05	4.36E-05 ± 7.68E-05	1.84E-01 ± 2.15E-01
<b>G3</b>	14	4.42E-03 ± 3.64E-03	8.91E-04 ± 7.43E-04	BLD	7.07E-02 ± 1.27E-02	18	1.06E-04 ± 1.8E-04	2.55E-04 ± 1.35E-04	7.03E-05 ± 1.09E-04	8.74E-02 ± 1.18E-01
<b>TF</b>	67	1.71E-03 ± 2.46E-03	5.43E-04 ± 7.15E-04	6.37E-06 ± 2.13E-05	5.19E-02 ± 3.06E-02	106	2.26E-04 ± 2.79E-04	2.67E-04 ± 1.12E-04	4.8E-05 ± 8.3E-05	1.47E-01 ± 1.79E-01
<b>TC</b>	30	2.7E-03 ± 3.19E-03	1.06E-03 ± 5.69E-04	1.77E-05 ± 5.08E-05	7.2E-02 ± 2.01E-02	40	1.66E-04 ± 2.6E-04	2.16E-04 ± 1.21E-04	3.25E-05 ± 9.44E-05	5.31E-02 ± 4.99E-02

Las concentraciones se muestran en µg/g, p.h. N, número de muestra; BLD, valor por debajo del límite de detección; G1, grupo de talla 1; G2, grupo de talla 2; G3, grupo de talla 3; TF; temporada fría; TC, temporada cálida.

### 6.3.2 Factor de riesgo

De acuerdo con los valores obtenidos para el índice de riesgo (THQ), se encontró que los valores más altos de este se presentan para los niños (Fig. 27, Tabla XIII), seguido por las mujeres (Fig. 28, Tabla XIV) y finalmente los hombres (Fig. 29, Tabla XV). En este sentido, también se observó que el elemento Cd en el hígado es el que presenta los mayores valores de THQ mientras que el Cu en branquia presenta los menores, dicho patrón se encontró en todos los grupos poblacionales analizados (niños, mujeres y hombres adultos). Sin embargo, ninguno de los valores del índice de riesgo (THQ) estuvo en el límite o cercano a uno, por lo que el consumo de pargo lunarejo no representa un riesgo por consumo humano.

**Tabla XIII.** Valores del índice de riesgo (THQ) en niños para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*.

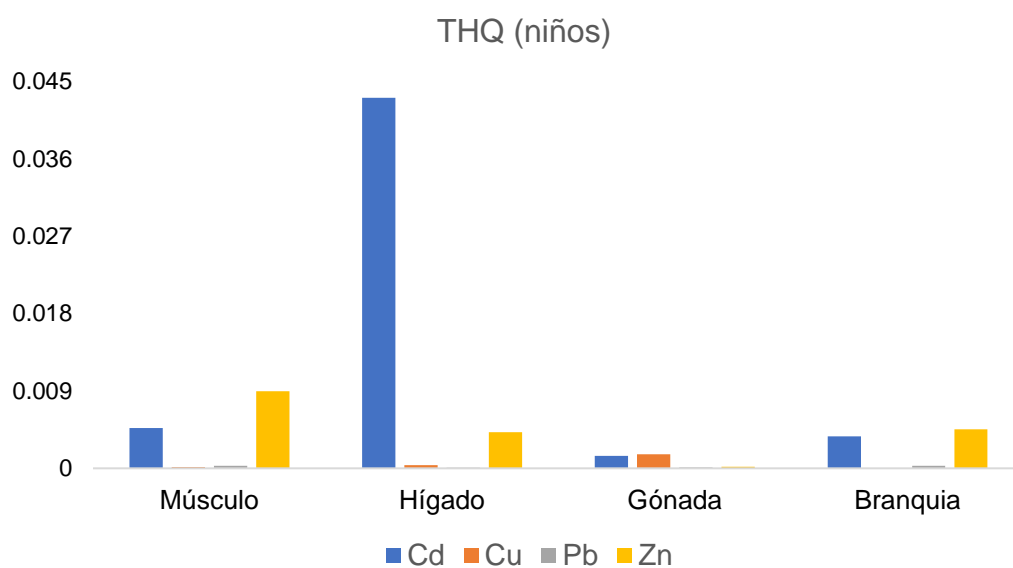
Órgano/metal	Cd	Cu	Pb	Zn
Músculo	0.00467	0.00014	0.00028	0.00896
Hígado	0.04311	0.00037	0.00006	0.00419
Gónada	0.00146	0.00164	0.00011	0.00017
Branquia	0.00371	0.00003	0.00031	0.00452

**Tabla XIV.** Valores del índice de riesgo (THQ) en mujeres para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*.

Órgano/metal	Cd	Cu	Pb	Zn
Músculo	0.0022	0.00004	0.00007	0.0023
Hígado	0.01195	0.00010	0.00001	0.0019
Gónada	0.00038	0.00051	0.00003	0.00004
Branquia	0.00097	0.00001	0.00008	0.00118

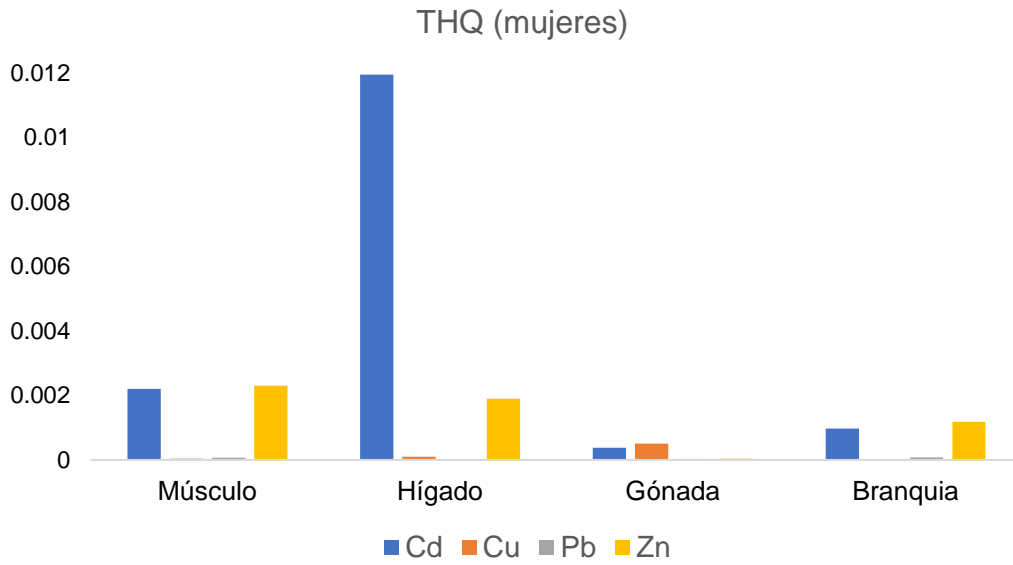
**Tabla XV.** Valores del índice de riesgo (THQ) en hombres para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*.

Órgano/metal	Cd	Cu	Pb	Zn
Músculo	0.0021	0.00004	0.00007	0.0021
Hígado	0.0114	0.00014	0.00001	0.0012
Gónada	0.00036	0.00042	0.00003	0.00004
Branquia	0.00087	0.00001	0.00008	0.00107

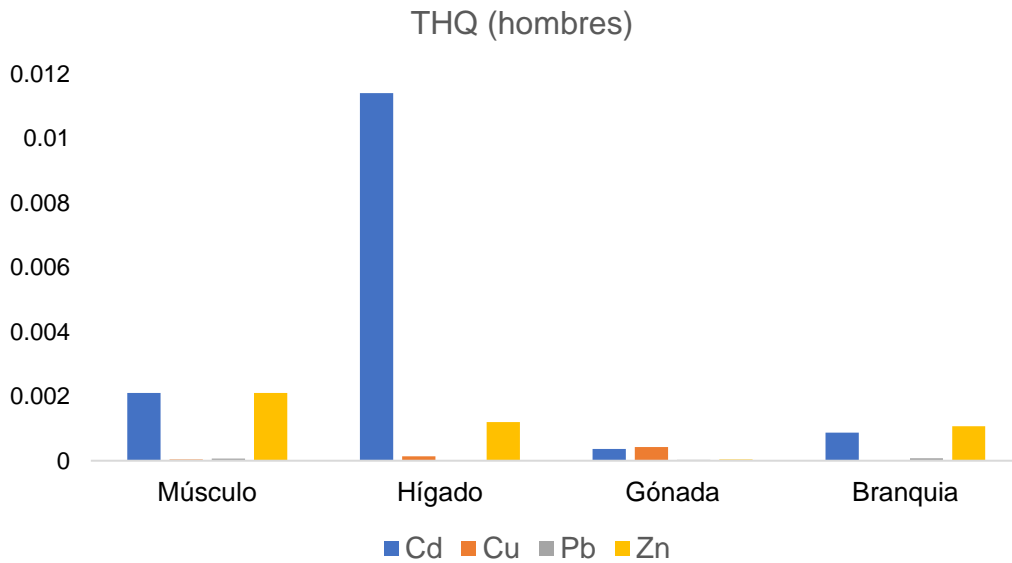


**Figura 27.** Valores del índice de riesgo (THQ) en niños para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*.





**Figura 28.** Valores del índice de riesgo (THQ) en mujeres para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*.



**Figura 29.** Valores del índice de riesgo (THQ) en hombres para; Cd, Cu, Pb y Zn, en branquia, gónada, hígado y músculo de *Lutjanus guttatus*.

### 6.3.3 Tasa de ingesta semanal tolerable (TIST)

De acuerdo con las concentraciones de los metales pesados analizados en el músculo, la cantidad de filete de *L. guttatus* que puede ingerirse semanalmente y no resulta dañino para la población es de; Cd (TIST= 1800 g), Cu (TIST= 5976 g), Pb (TIST= 3020 g) y Zn (TIST= 937 g) (Tabla XVI). Sin embargo, hay que tener especial atención en los niños debido a que la cantidad recomendable basada en el presente índice es menor principalmente en elementos como el Cd (TIST= 600 g) y Zn (TIST= 312 g) (Tabla XVI).

**Tabla XVI.** Tasa de ingesta semanal tolerable de filete (gramos de músculo) de *Lutjanus guttatus* considerando pesos promedio para grupos de la población de Santa Rosalía B.C.S.

Metal	TIST (g)			
	Promedio	Hombre (75 kg)	Mujer (69kg)	Niño (18kg)
<b>Cd</b>	1800	2500	2300	600
<b>Cu</b>	5976	8300	7636	1992
<b>Pb</b>	3020	4195	3859	1006
<b>Zn</b>	937	1301	1198	312

### 6.4 Índices morfofisiológicos

#### Análisis general

Para el análisis general de los índices morfofisiológicos se examinaron 202 organismos de pargo lunarejo, con tallas de 29 a 55 cm de longitud total y pesos de 290 a 1675 g. En donde el promedio para el factor de condición (k) fue de  $1.25 \pm 0.18$ , mientras que los valores promedio del índice hepatosomático (IH) fueron de  $0.99 \pm 0.61$ , por su parte el promedio resultante del índice gonadosomático (IG) fue de  $1.91 \pm 0.48$  (Fig. 30, Tabla XVII).

#### Análisis por sexos

El análisis de los índices morfofisiológicos por sexos se examinaron 132 hembras con tallas de 29 a 55 cm y pesos de 290 a 1430 g, así mismo se analizaron

70 machos con tallas de 29 a 54 cm y pesos de 310 a 1290 g. Así para el  $k$  se encontraron valores promedio para las hembras de  $1.24 \pm 0.17$ , mientras que los valores promedio para los machos fueron de  $1.25 \pm 0.21$  (Fig. 30, Tabla XVII). En cuanto al IH el promedio en las hembras fue de  $1.0 \pm 0.5$  y en los machos de  $0.96 \pm 0.44$  (Fig. 28, Tabla XIV). Por su parte los valores promedio del IG en hembras fue de  $2.13 \pm 2.11$  y en los machos de  $1.78 \pm 2.21$  (Fig. 30, Tabla XVII).

### **Análisis por grupos de talla**

En cuanto a los grupos de talla, se analizaron 115 organismos correspondientes al grupo de talla 1 (G1), con longitudes de 29 a 37 cm y pesos de 290 a 885 g, para el grupo de talla 2 (G2) se examinaron 74 organismos con tallas de 38 a 46 cm y pesos de 595 a 1410 g, mientras que en el grupo de talla 3 (G3) se estudiaron 13 organismos con tallas de 47 a 55 cm y pesos de 700 a 2280 g. En este sentido los valores promedio del factor de condición más altos se encontraron en el grupo de talla 1 ( $1.27 \pm 0.21$ ) seguidos del grupo de talla 2 ( $1.22 \pm 0.14$ ) y los valores más bajos en el grupo de talla 3 ( $1.18 \pm 0.21$ ) (Fig. 30, Tabla XVII). En cuanto al IH los valores promedio más altos se encontraron en el grupo de talla 1 ( $1.0 \pm 0.5$ ) y 2 ( $1.0 \pm 0.5$ ) mientras que los valores más bajos en el grupo de talla 3 ( $0.83 \pm 0.33$ ) (Fig. 30, Tabla XVII). Finalmente, los valores promedio más altos del IG se encontraron en el grupo de talla 2 ( $2.17 \pm 2.22$ ), seguido del grupo de talla 3 ( $1.84 \pm 1.65$ ) y los valores más bajos resultaron en el grupo de talla 1 ( $1.68 \pm 2.11$ ) (Fig. 30, Tabla XVII).

### **Análisis por temporada**

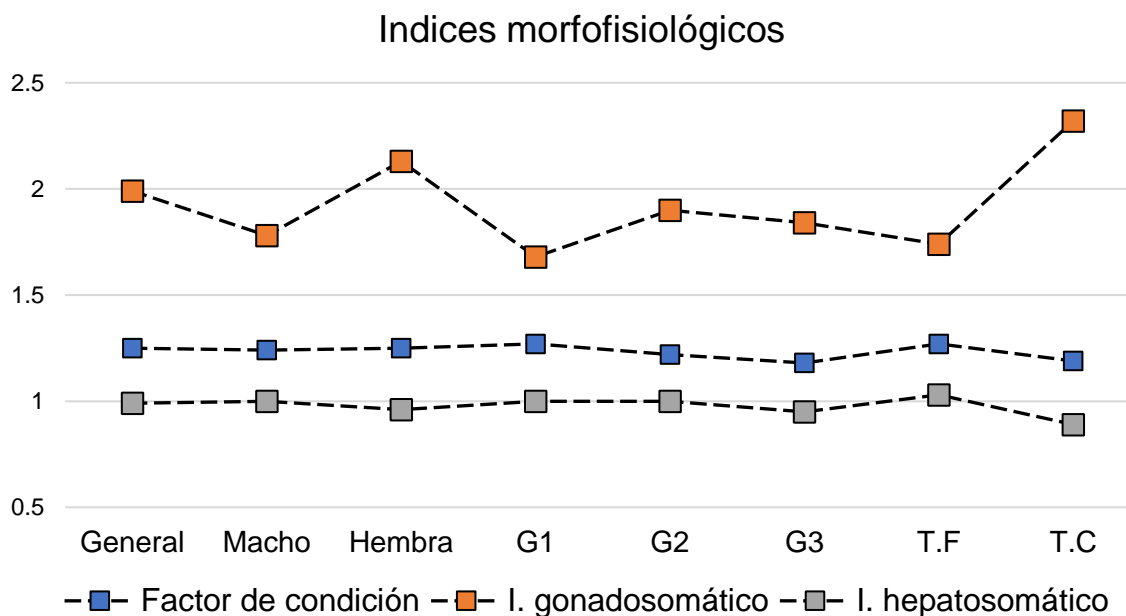
Por su parte para el análisis de los índices morfofisiológicos por talla se analizaron 93 organismos para la temporada cálida, con tallas de 30 a 46 cm y pesos de 290 a 1030 g, mientras que en la temporada fría se usaron 109 organismos con tallas de 29 a 55 cm y pesos de 290 a 1490 g. De esta forma los valores más altos promedio de  $k$  se encontraron en la temporada fría ( $1.27 \pm 0.19$ ) y los más bajos en la temporada cálida ( $1.19 \pm 0.13$ ) (Fig. 30, Tabla XVII). Mientras que para el IH los valores promedio más altos resultaron en la temporada fría ( $1.03 \pm 0.47$ ) y

los más bajos en la temporada cálida ( $0.89 \pm 0.51$ ) (Fig. 30, Tabla XVII). En cuanto a los valores promedio del IG los más altos resultaron en la temporada cálida ( $2.32 \pm 2.06$ ) y los más bajos en la temporada fría ( $1.27 \pm 0.19$ ) (Fig. 30, Tabla XVII).

**Tabla XVII.** Valores de los índices morfofisiológicos en general y por categoría para la especie *Lutjanus guttatus*.

Categoría / índice	k	IG	IH
<b>General</b>	$1.25 \pm 0.18$	$1.91 \pm 0.48$	$0.99 \pm 0.61$
<b>Hembra</b>	$1.24 \pm 0.17$	$2.13 \pm 2.1$	$1.0 \pm 0.5$
<b>Macho</b>	$1.25 \pm 0.21$	$1.78 \pm 2.21$	$0.96 \pm 0.44$
<b>G1</b>	$1.27 \pm 0.21$	$1.68 \pm 2.11$	$1.0 \pm 0.5$
<b>G2</b>	$1.22 \pm 0.14$	$2.17 \pm 2.22$	$1.0 \pm 0.5$
<b>G3</b>	$1.18 \pm 0.21$	$1.84 \pm 1.65$	$0.83 \pm 0.33$
<b>TF</b>	$1.27 \pm 0.19$	$1.74 \pm 2.12$	$1.03 \pm 0.47$
<b>TC</b>	$1.19 \pm 0.13$	$2.32 \pm 2.06$	$0.89 \pm 0.51$

K, factor de condición de Fulton; IG, índice gonadosomático; IH, índice hepatosomático; G1, grupo de talla 1; G2, grupo de talla 2; G3, grupo de talla 3; TF; temporada fría; TC, temporada cálida.



**Figura 30.** Valores de los índices morfofisiológicos en general y por categoría para la especie *Lutjanus guttatus*.

#### **6.4.1 Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados**

##### **Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados en las branquias**

En la categoría general en branquia, se encontró que existe una correlación negativa entre el factor de condición (k) y la concentración de Cd ( $\rho = -0.324$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XVIII).

En cuanto a la división entre sexos, en las hembras se encontró que existe una correlación significativa del tipo negativa entre k y la concentración de Cd ( $\rho = -0.381$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XVIII). Por su parte en la categoría macho, se identificó una correlación negativa entre el índice gonadosomático (IG) y la concentración de Zn ( $\rho = -0.640$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XVIII).

En la comparación entre grupos de talla, en el grupo de talla 1 (G1) no existieron correlaciones significativas (Tabla XVIII). En tanto al grupo de talla 2 (G2) únicamente resultó significativa la correlación entre la concentración de Pb y k ( $\rho = -0.464$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XVIII). Respecto al grupo de talla 3 (G3), no se encontraron correlaciones significativas (Tabla XVIII).

Respecto a la comparación entre temporadas, en la temporada fría resultaron significativas las correlaciones entre las concentraciones de Cd ( $\rho = -0.609$ ,  $P < 0.05$ ) y Pb ( $\rho = -0.363$ ,  $P < 0.05$ ) y k, además de la correlación entre la concentración de Pb y el IG ( $\rho = -0.468$ ,  $P < 0.05$ ), todas del tipo negativo (Tabla XVIII). Mientras que para la temporada cálida no resultó significativa ninguna correlación entre concentración de metales e índices morfofisiológicos (Tabla XVIII).

**Tabla XVIII.** Correlaciones significativas resultantes del análisis de correlación de Spearman entre la concentración de metales en branquia e índices morfofisiológicos para *Lutjanus guttatus* en general y por categorías.

<b>Categoría/ metal</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>General</b>	k -			
<b>Macho</b>				IG -
<b>Hembra</b>	k -			
<b>G1</b>				
<b>G2</b>			k -	
<b>G3</b>				
<b>TF</b>	k -		k - ; IG -	
<b>TC</b>				

G1, grupo de talla 1; G2, grupo de talla 2; G3, grupo de talla 3; TF, temporada fría; TC, temporada cálida; k, factor de condición de Fulton; IG, índice gonadosomático; IH, índice hepatosomático; el signo + indica una correlación positiva entre el índice y la concentración del metal en la branquia; el signo - indica una correlación negativa entre el índice y la concentración del metal en la branquia.

### **Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados en las gónadas**

En la concentración de metales en gónada en la categoría general, se encontró una correlación negativa entre el IG y la concentración de Cd ( $\rho = -0.243$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XIX). Así mismo la correlación entre el índice hepatosomático (IH) y la concentración de Cd resultó significativa siendo del tipo positiva ( $\rho = 0.185$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XIX).

En cuanto a la división entre sexos, en las hembras se encontraron correlaciones positivas entre el IG y la concentración de Cu ( $\rho = 0.342$ ,  $P < 0.05$ ) así como la concentración de Zn ( $\rho = 0.398$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XIX). Mientras que en la categoría macho, la correlación entre el índice gonadosomático y la concentración de Zn fue positiva y significativa ( $\rho = 0.525$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XIX).

Por su parte en la comparación entre grupos de talla, en el grupo de talla 1 (G1) se encontraron valores significativos en la correlación entre la concentración en gónada de Cu ( $\rho = 0.497$ ,  $P < 0.05$ ) y Zn ( $\rho = 0.551$ ,  $P < 0.05$ ) y el IG siendo ambas positivas (Tabla XIX). En tanto al grupo de talla 2 (G2) las correlaciones entre la concentración de Cd y el IH ( $\rho = -0.352$ ,  $P < 0.05$ ) y IG ( $\rho = -0.321$ ,  $P < 0.05$ ) resultaron negativas y significativas (Tabla XIX). A su vez en el grupo de talla 3 (G3)

no se encontraron correlaciones significativas entre la concentración de metales y los niveles de los índices morfofisiológicos (Tabla XIX).

Por otro lado en la diferencia entre temporadas, en la temporada fría se encontró que la correlación entre la concentración de Cd en gónada y el IH fue negativa y significativa ( $\rho = -0.309$ ,  $P < 0.05$ ), igualmente fue positiva y significativa la correlación entre la concentración de Zn y el IG ( $\rho = 0.236$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XIX). En cuanto a la temporada cálida, las correlaciones entre el IH y la concentración de Zn ( $\rho = 0.468$ ,  $P < 0.05$ ) y de Cu ( $\rho = 0.580$ ,  $P < 0.05$ ), fueron significativas, ambas positivas (Tabla XIX).

**Tabla XIX.** Correlaciones significativas resultantes del análisis de correlación de Spearman entre la concentración de metales en gónada e índices morfofisiológicos para *Lutjanus guttatus* en general y por categorías.

<b>Categoría/ metal</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>General</b>	IH + ; IG -			
<b>Macho</b>				IG +
<b>Hembra</b>		IG +		IG +
<b>G1</b>		IG +		IG +
<b>G2</b>	IH - ; IG -			
<b>G3</b>				
<b>TF</b>	IH -			IG +
<b>TC</b>				

G1, grupo de talla 1; G2, grupo de talla 2; G3, grupo de talla 3; TF, temporada fría; TC, temporada cálida; k, factor de condición de Fulton; IG, índice gonadosomático; IH, índice hepatosomático; el signo + indica una correlación positiva entre el índice y la concentración del metal en la gónada; el signo - indica una correlación negativa entre el índice y la concentración del metal en la gónada.

### **Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados en el hígado**

En la categoría general en el hígado se encontró una correlación positiva significativa entre la concentración de Zn y el IG ( $\rho = 0.446$ ,  $P < 0.05$ ), además de correlaciones negativas significativas entre k y la concentración de Cu ( $\rho = -0.381$ ,  $P < 0.05$ ), y Cd ( $\rho = -0.284$ ,  $P < 0.05$ ), el IH y la concentración de Cu ( $\rho = -0.334$ ,

$P < 0.05$ ) y Cd ( $\rho = -0.343$ ,  $P < 0.05$ ), y el IG y la concentración de Pb ( $\rho = -0.343$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XX).

Por su parte en la división entre sexos, en las hembras resultó significativa la correlación positiva entre la concentración de Zn en hígado y el IG ( $\rho = 0.458$ ,  $P < 0.05$ ), así mismo de valores significativos en las correlaciones negativas entre la concentración de Cu ( $\rho = -0.394$ ,  $P < 0.05$ ) y Cd ( $\rho = -0.267$ ,  $P < 0.05$ ) y k, además de la concentración de Cu ( $\rho = -0.359$ ,  $P < 0.05$ ) y Cd ( $\rho = -0.344$ ,  $P < 0.05$ ) y el IH (Tabla XX). En cuanto a los machos, también resultó significativa la correlación positiva entre la concentración de Zn y el IG ( $\rho = 0.425$ ,  $P < 0.05$ ), además de las correlaciones negativas entre la concentración de Cu ( $\rho = -0.374$ ,  $P < 0.05$ ) y Cd ( $\rho = 0.445$ ,  $P < 0.05$ ) y k, y la concentración de Cu ( $\rho = -0.434$ ,  $P < 0.05$ ) y el IH (Tabla XX).

En tanto a la división entre grupos de talla, en el grupo de talla 1 (G1) resultó significativa la correlación positiva entre la concentración de Zn y el IG ( $\rho = 0.495$ ,  $P < 0.05$ ), además de las correlaciones negativas entre la concentración de Cd y k ( $\rho = 0.458$ ,  $P < 0.05$ ), y la concentración de Cu ( $\rho = -0.458$ ,  $P < 0.05$ ) y Pb ( $\rho = -0.420$ ,  $P < 0.05$ ) y el IH (Tabla XX). Respecto al grupo de talla 2 (G2) fue significativa la correlación positiva entre la concentración de Zn y el IG ( $\rho = 0.538$ ,  $P < 0.05$ ), además de las correlaciones del tipo negativas entre la concentración de Cu y k ( $\rho = -0.341$ ,  $p < 0.05$ ) y la concentración de Pb y el IG ( $\rho = -0.312$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XX). En cuanto al grupo de talla 3 (G3) se encontraron valores significativos para las correlaciones del tipo negativas entre la concentración de Cd y k ( $\rho = -0.534$ ,  $P < 0.05$ ), y entre la concentración de Cu y el IH ( $\rho = -0.684$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XX).

En la división entre temporadas, en la temporada fría resultaron significativas las correlaciones del tipo positivas entre la concentración de Zn y k ( $\rho = 0.338$ ,  $P < 0.05$ ) y el IG ( $\rho = 0.491$ ,  $P < 0.05$ ), y entre la concentración de Pb y k ( $\rho = 0.621$ ,  $P < 0.05$ ), y el IH ( $\rho = 0.357$ ,  $P < 0.05$ ) y el IG ( $\rho = 0.622$ ,  $P < 0.05$ ), además de las correlaciones del tipo negativas entre la concentración de Cu y k ( $\rho = -0.347$ ,  $P < 0.05$ ), IH ( $\rho = -0.311$ ,  $P < 0.05$ ), y entre la concentración de Cd y k ( $\rho = -0.269$ ,  $P <$



0.05) e IH ( $\rho = -0.269$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XX). Mientras que en la temporada cálida se encontraron valores significativos (Tabla XX).

**Tabla XX.** Correlaciones significativas resultantes del análisis de correlación de Spearman entre la concentración de metales en hígado e índices morfofisiológicos para *Lutjanus guttatus* en general y por categorías.

<b>Categoría/ metal</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>General</b>	k - ; IH -	k - ; IH -	IG -	IG +
<b>Macho</b>	k -	k - ; IH -		IG +
<b>Hembra</b>	k - ; IH -	k - ; IH -		IG +
<b>G1</b>	k -	IH -	IG -	IG +
<b>G2</b>		k -	IG -	IG +
<b>G3</b>	k -	IH -		
<b>TF</b>	k - ; IH -	k - ; IH -		IG +
<b>TC</b>			IG -	

G1, grupo de talla 1; G2, grupo de talla 2; G3, grupo de talla 3; TF, temporada fría; TC, temporada cálida; k, factor de condición de Fulton; IG, índice gonadosomático; IH, índice hepatosomático; el signo + indica una correlación positiva entre el índice y la concentración del metal en el hígado; el signo - indica una correlación negativa entre el índice y la concentración del metal en el hígado.

### **Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados en el músculo**

En la categoría general en el músculo se encontraron correlaciones significativas del tipo positivas entre la concentración de Pb y los índices; k ( $\rho = 0.523$ ,  $p < 0.05$ ), IH ( $\rho = 0.358$ ,  $P < 0.05$ ) e IG ( $\rho = 0.619$ ,  $P < 0.05$ ), y entre la concentración de Zn y el IH ( $\rho = 0.164$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XXI).

En cuanto a la división entre sexos, en las hembras resultaron significativas las correlaciones positivas entre la concentración de Pb y en los índices; k ( $\rho = 0.523$ ,  $p < 0.05$ ), IH ( $\rho = 0.358$ ,  $P < 0.05$ ) e IG ( $\rho = 0.619$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XXI). Mientras que en los machos de igual forma resultaron significativas las correlaciones positivas entre la concentración de Pb y los índices; k ( $\rho = 0.684$ ,  $P < 0.05$ ), IH ( $\rho = 0.322$ ,  $P < 0.05$ ) e IG ( $\rho = 0.416$ ,  $P < 0.05$ ) (Tabla XXI).

Por otra parte, en la comparación entre grupos, en el grupo de talla 1 (G1), se encontraron correlaciones significativas del tipo positivas entre la concentración

de Pb y los índices; k ( $\rho= 0.665, P< 0.05$ ), IH ( $\rho= 0.277, P< 0.05$ ) e IG ( $\rho= 0.734, P< 0.05$ ) (Tabla XXI). En tanto al grupo de talla 2 (G2) las correlaciones significativas del tipo positivas fueron entre la concentración de Pb y los índices; k ( $\rho= 0.622, p< 0.05$ ), IH ( $\rho= 0.521, P< 0.05$ ) e IG ( $\rho= 0.574, P< 0.05$ ), además de la correlación negativa entre la concentración de Cd y el IG ( $\rho= -0.314, P< 0.05$ ) (Tabla XXI). Mientras que en el grupo de talla 3 (G3) las correlaciones significativas fueron del tipo negativa entre la concentración de Pb y los índices; k ( $\rho= 0.569, P< 0.05$ ), IH ( $\rho= 0.687, p< 0.05$ ) e IG ( $\rho= 0.620, P< 0.05$ ) (Tabla XXI).

Finalmente, en la división entre temporadas, en la temporada fría fueron significativas las correlaciones positivas entre la concentración de Pb y los índices; k ( $\rho= 0.773, P< 0.05$ ), IH ( $\rho= 0.731, P< 0.05$ ) e IG ( $\rho= 0.731, P< 0.05$ ) (Tabla XXI). Mientras que en la temporada cálida las correlaciones significativas fueron del tipo positivas entre la concentración de Cd y el IH ( $\rho= 0.358, P< 0.05$ ), entre la concentración de Cu y el IG ( $\rho= 0.326, P< 0.05$ ) y entre la concentración de Pb y el IG ( $\rho= 0.359, P< 0.05$ ) (Tabla XXI).

**Tabla XXI.** Correlaciones significativas resultantes del análisis de correlación de Spearman entre la concentración de metales en músculo e índices morfofisiológicos para *Lutjanus guttatus* en general y por categorías.

<b>Categoría/ metal</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>General</b>			k+ ;IH+; IG +	IH +
<b>Macho</b>			k+ ;IH+; IG +	
<b>Hembra</b>			k+ ;IH+; IG +	
<b>G1</b>			k+ ;IH+; IG +	
<b>G2</b>	IG -		k+ ;IH+; IG +	
<b>G3</b>		IH - ; IG +	k+ ;IH+; IG +	
<b>TF</b>			k+ ;IH+; IG +	
<b>TC</b>	IH +	IG +	IG +	

G1, grupo de talla 1; G2, grupo de talla 2; G3, grupo de talla 3; TF, temporada fría; TC, temporada cálida; k, factor de condición de Fulton; IG, índice gonadosomático; IH, índice hepatosomático; el signo + indica una correlación positiva entre el índice y la concentración del metal en el músculo; el signo - indica una correlación negativa entre el índice y la concentración del metal en el músculo.

### 6.5.2 Relación entre la longitud total y la concentración de metales pesados

Derivado de los análisis de regresión lineal entre la longitud total de los organismos y la concentración de metales pesados en tejidos y órganos, se encontraron coeficientes de determinación ( $R^2$ ) desde 0.01 hasta de 0.19 resultante en la concentración de Cd en el hígado (Tabla XXII). Sin embargo, los coeficientes de determinación resultantes fueron muy bajos, por lo que no se considera que exista relación entre la longitud total y la concentración de metales para ningún órgano.

**Tabla XXII.** Parámetros estimados del análisis de regresión lineal entre la longitud total de los organismos de *Lutjanus guttatus* y la concentración de metales en tejidos y órganos.

Órgano/ metal	Cd		Cu		Pb		Zn	
	$R^2$	$F$	$R^2$	$F$	$R^2$	$F$	$R^2$	$F$
Branquia	0.01	0.183	0.03	1.539	0.01	0.207	0.01	0.642
Gónada	0.01	0.379	0.02	2.198	0.01	0.116	0.01	0.363
Hígado	0.19	20.883	0.08	8.118	0.01	1.102	0.02	2.496
Músculo	0.01	0.059	0.01	0.092	0.01	0.234	0.01	0.899

$R^2$ = coeficiente de determinación

## 7. DISCUSIÓN

En las últimas décadas el océano se ha considerado como una solución en desarrollo del problema alimenticio a nivel mundial, sin embargo, este ecosistema ha fungido como un vertedero de desechos tóxicos, principalmente de metales pesados ya que estos son depositados directa o indirectamente por la actividad antropogénica. Esta contaminación crónica puede llevar a modificaciones ecológicas que desequilibren el ecosistema y debido a esto, afectar de manera negativa en la explotación de los recursos marinos (Gutiérrez-Galindo, 1982). A pesar de lo anterior, los estudios clásicos sobre la contaminación se dedicaban a analizar las concentraciones de los metales pesados a nivel químico y su impacto en la salud humana, sin tomar en cuenta los efectos crónicos en la biota marina, como es el caso de la mayoría de los teleósteos (Authman *et al.*, 2015).

De esta forma, los análisis solo se realizaban en el tejido muscular sin considerar otros órganos que son vitales para los organismos y que pudieran concentrar una mayor cantidad de metales pesados y a su vez ser otra vía de contaminación hacia los humanos. Aunado a lo anterior, dichos análisis no consideraban procesos como la organotropía, que debido a la afinidad que existe entre tejidos y metales pesados pueden dar lugar a patrones de bioacumulación y de la misma forma no toman en cuenta factores bióticos como los hábitos alimentarios, la talla y el sexo de los organismos, o factores abióticos como la temperatura, que pueden modificar dichos patrones e impactar en los organismos (El-Greisy y El-Gamal, 2015). Así, dichas relaciones aún son desconocidas en la mayoría de los teleósteos, incluso en los de valor comercial, como es el caso del pargo lunarejo *Lutjanus guttatus*.

### BIOMAGNIFICACIÓN

#### Espectro trófico

En el presente estudio, llevado a cabo en el área de Santa Rosalía, B.C.S. en la parte central del Golfo de California, el espectro trófico de la especie *L. guttatus* incluyó 26 ítems presa de los cuales, los más importantes fueron peces de la familia

Clupeidae e invertebrados de las familias Euphausiidae y Penaeidae. Lo anterior concuerda con lo reportado por Rojas-Herrera *et al.*, (2004) de las 88 presas consumidas por el pargo lunarejo, la preferencia fue por ítems presas de las familias Engraulidae y Clupeidae y en menor proporción de crustáceos. Asimismo, Tripp-Valdez y Arreguín-Sánchez, (2009), reportaron que *L. guttatus* en las costas de Colima, México, se alimentaron de un total de 26 especies presa, de las cuales las más importantes fueron crustáceos de la familia Xanthidae y seguido por peces de la familia Engraulidae. Lo anterior puede indicar que el pargo lunarejo a lo largo de su rango de distribución tienen una preferencia por el consumo de peces que forman grandes agrupaciones y de crustáceos.

De acuerdo con el Índice de Importancia Relativa (%IRI), las presas principales del pargo lunarejo para el presente estudio fueron los teleósteos; *Harengula* spp. y *Sardinops sagax*, y en menor proporción los invertebrados; *Nyctiphanes simplex* y *Litopenaeus* spp. Esto concuerda con lo encontrado por Rojas-Herrera y Chiappa-Carrara, (2002), en la localidad de Guerrero, México, donde la especie se alimenta principalmente de peces pequeños pertenecientes a las familias Engraulidae, Clupeidae y Bregmacerotidae y en menor proporción de crustáceos. Sin embargo, lo encontrado en el presente estudio difiere con lo reportado por Rojas-Herrera *et al.*,(2004), donde encontraron que en las localidades de Los Cóbano y Puerto La Libertad, correspondientes al Salvador, la especie se alimentó principalmente de crustáceos, mientras que Tripp-Valdez y Arreguín-Sánchez, (2009), reportaron que la especie consumió principalmente crustáceos de la familia Xanthidae, seguido por peces de la familia Engraulidae, esto en la costa este del sur del Golfo de California (Nayarit, México).

Lo anterior evidencia un cambio en los patrones de alimentación de la especie respecto a su cambio latitudinal, por esto algunos autores sugieren que la composición de la dieta del pargo lunarejo depende principalmente de las variaciones en la disponibilidad del alimento, más que de su estrategia alimentaria en términos de su selectividad (Rojas y Chiappa, 2002).

En la división por sexos, se encontraron diferencias significativas entre machos y hembras (PERMANOVA  $F = 2.472$ ,  $P < 0.05$ ), donde se observó que a pesar de que las presas principales son las mismas, existe una variación en la proporción de estas; mientras que las hembras consumen una mayor proporción del teleósteo *Sardinops sagax*, mientras que en los machos se da un mayor consumo de *Harengula* spp. Este comportamiento se ha descrito para otras especies en el área de estudio (e.g. *Mycteroperca rosácea*, Moreno-Sánchez *et al.*, 2019). Lo anterior podría ser el resultado de estrategia ecológica de la especie para la optimización en el uso de las presas, y de esta forma reducir o evitar la competencia intraespecífica (Werner, 1979).

En cuanto a la diferencia en el número de categorías de ítems presa entre machos y hembra, se encontró que las hembras presentaron un mayor número ( $n = 19$ ), en comparación a los machos ( $n = 10$ ). Este comportamiento ha sido descrito por Doncel y Paramo (2010) para la especie *L. synagris*, en el Caribe Colombiano, donde encontraron que las hembras se alimentaron de un mayor número de categorías de ítems presa ( $n = 23$ ) a diferencia de los machos ( $n = 16$ ). Dichos autores atribuyen esto a las diferencias en el tamaño entre hembras y machos, donde las hembras son de menor talla y consumen más crustáceos y moluscos, en comparación a los machos que son de mayor talla y consumen un alta cantidad de crustáceos y peces. En el presente estudio ambos sexos presentaron tallas similares (hembras =  $38.4 \pm 5$  cm Lt, machos  $38.1 \pm 4.9$  cm Lt), por lo que estas diferencias podrían corresponder a otros factores. En este sentido, lo anterior podría deberse a diferencias en la distribución y hábitad de ambos sexos, esto debido a que Santamaría-Miranda *et al.*, (2003) reportaron que para la especie *L. peru* en las costas de Guerrero, México, las hembras presentaron mayores abundancias en las zonas más cercanas a la costa en comparación a los machos. Esto concordaría con lo encontrado en el presente estudio, ya que la proporción encontrada entre machos y hembras fue de 1:1.9 (M:F), resultante de su captura relativamente cercana a la costa.

En tanto a los cambios por grupos de tallas, se encontraron diferencias significativas entre estos (PERMANOVA  $F = 45.4$ ,  $P < 0.05$ ). Se observaron tanto diferencias en las proporciones de presas consumidas como en la variedad de organismos presentes en los contenidos estomacales. En este sentido, entre mayor es la talla, la especie consume una mayor proporción de peces en comparación a los invertebrados, lo que concuerda con otros estudios de la especie llevados a cabo en otras localidades (e.g. Rojas-Herrera y Chiappa-Carrara 2002; Rojas-Herrera *et al.*, 2004; Tripp-Valdez y Arreguín-Sánchez, 2009). Esto podría atribuirse a las diferencias morfológicas entre grupos de tallas, donde los organismos con tallas más pequeñas presentan una apertura bucal más pequeña, lo que los confiere a consumir presas de menor tamaño (*i.e.* crustáceos), a su vez la habilidad para desplazarse, cazar y capturar a sus presas podría ir en aumento conforme alcanzan mayores tallas (Rojas, 1997; Moreno-Sánchez *et al.*, 2019)

Las variaciones entre las temporadas climáticas mostraron diferencias significativas, donde la más notable fue el aumento de la importancia del eufáusido *N. simplex* en la temporada fría, en contraste con la temporada cálida. Lo anterior podría deberse al aumento de la abundancia de *N. simplex* en la temporada fría como se ha reportado en otros estudios (Moreno-Sánchez *et al.*, 2019). Además, de acuerdo con la teoría del forrajeo óptimo, al alimentarse de presas abundantes en dicha temporada, los organismos de *L. guttatus* podrían obtener mayores beneficios energéticos que al destinar energía a la búsqueda de otros organismos menos abundantes (Gerking, 1994).

En el presente estudio, de acuerdo con los valores obtenidos del índice estandarizado de Levin ( $B_i$ ), el pargo lunarejo puede ser considerado como un depredador con un estrecho nicho trófico ( $B_i = 0.13$ ). Esto es debido a que aprovecharon pocos recursos tróficos, ya que, de las 26 presas identificadas, sólo cuatro (*i.e.* *Harengula* spp., *Sardinops sagax*, *N. simplex* y *Litopenaeus* spp.) representaron la mayor proporción en los contenidos estomacales, alta abundancia específica y frecuencia de aparición. Aunado a lo anterior, de acuerdo con el método gráfico de Costello hubo cambios en la dominancia de las presas principales de

acuerdo con el sexo, la talla y la temporada, lo que permitió clasificar a la especie como un depredador oportunista, que se alimenta de las presas más disponibles y abundantes en cierto espacio y tiempo (Gerking, 1994). Lo anterior puede deberse a que, como se reportó en otros estudios de la misma índole (Moreno-Sánchez *et al.*, 2019), como la especie comparte hábitat con otras del mismo género (*Lutjanus peru*), la reducción del nicho trófico puede presentarse como un recurso para evitar la competencia intra e interespecífica.

El nivel trófico calculado para *L. guttatus* fue de 3.9, lo que coincide con lo reportado por Tripp-Valdez y Arreguín-Sánchez, (2009) para la especie en la localidad de Colima, México (TL = 3.7). Esto es un reflejo de sus hábitos alimentarios como depredador carnívoro que se alimenta principalmente de niveles tróficos intermedios. De los resultados obtenidos en el presente estudio, se puede afirmar que la especie *Lutjanus guttatus* en la parte central del Golfo de California, es un depredador bentónico carnívoro oportunista, que presenta un estrecho nicho trófico, que además presenta cambios en su alimentación en relación con el sexo, la talla y la temporada climática.

### **Factor de biomagnificación**

El ingreso de los metales por la vía de la alimentación puede considerarse la más relevante, incluso, por esta vía se pueden incorporar hasta el 90% de los metales pesados presentes en el interior de los teleósteos (Authman *et al.*, 2015). En el presente estudio se utilizaron dos propuestas para calcular el factor de biomagnificación entre las presas y el depredador (*L. guttatus*). La primera fue la de Gray, (2002), el cual en su fórmula solo considera el total de metales pesados en las presas y en el depredador descartando el aporte real de cada presa en la dieta del depredador, por lo que se podría sobrestimar o subestimar la cantidad de metales pesados que transfieren las presas. De esta forma, para dar un mayor enfoque real en términos tróficos, se utilizó la fórmula propuesta por Escobar-Sánchez *et al.* (2011), en la cual se incluye el %IIR, por lo que el aporte de metales pesados de las presas al depredador no está solo en función de la concentración



de metales en cada uno de estos, sino que pondera la importancia que tiene cada presa en la dieta del depredador, y de esta forma se tiene una aproximación más real de la transferencia de metales pesados.

De acuerdo con el factor de biomagnificación utilizando la fórmula de Gray, (2002), se encontró que, *Harengula* spp. fue la presa que transfirió la mayor cantidad de Cu, Pb y Zn, mientras que *S. sagax* aportó la mayor cantidad de Cd. En contraste *N. simplex* cedió la menor cantidad de Cu, Pb y Zn, mientras que *Litopenaeus* spp. transfirió las menores cantidades de Cd. En este aspecto, los niveles tróficos de las presas (*Harengula* spp. = 3.1; *S. sagax* = 2.8; *Litopenaeus* spp. = 2.7; *N. simplex* = 2.2) coincidieron con la hipótesis que establece que, a medida que incrementa el nivel trófico de las presas, la acumulación y transferencia de metales pesados es mayor (Gray, 2002).

Por otro lado, de acuerdo con la fórmula propuesta por Escobar-Sánchez *et al.*, (2011), se registró que *Harengula* spp. fue la especie que transfirió la mayor cantidad de Cd, Pb y Zn, mientras que *S. sagax* fue la que cedió las mayores cantidades de micronutrientes como el Cu. Asimismo, *Penaeus* spp. fue la especie presa que participa en las menores cantidades de Cd y Cu, mientras que *S. sagax* aportó las menores cantidades de Pb y Zn. En el último caso en donde *S. sagax* aportó la menor cantidad de Pb y Zn, podría deberse a que, dentro del análisis de contenido estomacal, se esté sobreestimando el aporte de los invertebrados en la dieta del pargo lunarejo debido a su abundancia total, y de esta forma se está reflejando en un mayor aporte de metales que *S. sagax*.

Aunque son de vital importancia las vías de acceso de los metales pesados en los peces y en particular, el conocimiento sobre la transferencia de metales a través de las presas, son escasos los estudios donde aborden desde la utilización de aproximaciones robustas para cuantificar la importancia de las presas tomando en cuenta las variaciones en el consumo y frecuencia de las mismas, de tal forma, algunos estudios que se han limitado a estimar la biomagnificación de metales pesados a partir de lo encontrado en el contenido estomacal (Gray, 2002; Ruelas Inzunza y Páez-Osuna, 2008) o inclusive a partir de isotopos estables (Jara-Marini

*et al.*, 2009) sin considerar métodos cuantitativos para determinar la importancia en términos de consumo y frecuencia de cada presa.

Hasta el momento no existen trabajos publicados en donde las conclusiones sean determinantes en lo que a la frecuencia y variación del consumo de presas se refiere, debido a que concluyen que existe una mayor concentración de metales pesados en las presas que en el depredador, por lo que no parece existir una transferencia efectiva de estos elementos a través de la red trófica, incluso existen inconsistencias en los métodos analíticos contemplados en cada uno de ellos. Por lo anterior algunos autores como Escobar-Sánchez *et al.* (2011) decidieron aplicar métodos cuantitativos como el %IRI o %PSIRI (Irigoyen-Arredondo, 2018) para incluir la importancia de cada presa al depredador y de esta forma tener mayor certidumbre de la cantidad de metales pesados que transfiere cada presa del espectro trófico al depredador, y así proporcionar más claridad a los resultados obtenidos en términos del flujo de energía en la cadena trófica.

### **Bioacumulación y organotropía**

La bioacumulación de metales pesados en los teleósteos marinos es la culminación de una serie de procesos que inicia cuando dichos elementos ingresan al medio marino y posteriormente debido a procesos fisicoquímicos, sufren transformaciones que los convierten en diversas especies químicas (especiación química), se distribuyen a lo largo del ecosistema marino y así ingresan por el contacto directo de los teleósteos con su medio, o por su alimento (Newman, 2014). Sin embargo, una vez que los metales pesados ingresan a los peces teleósteos, estos no se acumulan de forma uniforme en sus tejidos, sino, debido a ciertas afinidades, cada metal tiende a bioacumularse de manera preferente en ciertos órganos (Sabullah *et al.*, 2015).

Al respecto, se evidenció en el pargo lunarejo, que se distribuye en las costas de Santa Rosalía, B.C.S., que el Zn fue el elemento que presentó la mayor bioacumulación en todos los órganos analizados (branquia, gónada, hígado y

músculo). Lo anterior fue consistente con otros trabajos como es el caso de la cabrilla sardinera en la misma área de estudio (Irigoyen-Arredondo, 2018). Lo anterior puede ser por diversos factores. El primero, es que recientemente se han reportado un enriquecimiento de 5 a 25 veces de zinc en el sedimento marino a lo largo de la región costera de Santa Rosalía asociados al impacto de la minería de Cu (Shumilin *et al.*, 2000; Jonathan *et al.*, 2016), por lo que dicho metal tiene más posibilidades de distribuirse en el medio e ingresar a los organismos. Otra razón es que el Zn es un elemento esencial y fisiológicamente requerido para el crecimiento normal, desarrollo, y metabolismo de los teleósteos, ya que juega un papel importante como un cofactor en el 10% de los sistemas enzimáticos y como un componente de un gran número de metaloenzimas (Lim y Kleisus, 2000), su ingreso a los organismos se da con mayor facilidad debido a que tiene más afinidad con los sitios de unión de las células (Van der Oost *et al.*, 2003).

Por otro lado, el órgano que presentó la mayor bioacumulación de dicho elemento fue el músculo, en este sentido, la mayor parte del Zn en los organismos está unido a proteínas, y de esta forma, el músculo es el órgano que contiene la mayor cantidad de proteínas, ya que su contenido puede conformar entre el 15 y 25% del total de los organismos (Ryu *et al.*, 2021), por esta razón el músculo podría bioacumular una mayor cantidad de Zn. En cuanto a la división por categorías, las diferencias más grandes entre las concentraciones de Zn en el músculo se dieron entre las temporadas climáticas, en este sentido se encontró una mayor concentración en los organismos capturados en la temporada fría. Durante la temporada fría el pargo lunarejo incrementa el consumo de *N. simplex*, y de acuerdo con el factor de biomagnificación utilizando la fórmula de Escobar-Sánchez *et al.* (2011), dicha presa aporta una mayor cantidad de Zn en comparación del camarón *Penaeus* spp., por lo que la incorporación de *N. simplex* podría estar marcando dicha diferencia.

El Cu es el elemento que después del Zn tuvo las mayores concentraciones promedio. Lo anterior coincide con estudios de la misma índole (e.g. Barwick y Maher, 2003; Van der Oost *et al.*, 2003; Irigoyen-Arredondo, 2018), donde se

menciona que generalmente los elementos esenciales como el Cu, tienden a bioacumularse en mayores proporciones que los elementos no esenciales (Cd, Pb), debido a la afinidad que tienen con los receptores celulares encargados del transporte de los iones (Sabullah *et al.*, 2015). En tal sentido, el órgano que presentó la mayor afinidad de Cu fue la gónada, lo anterior puede responder a que el Cu es un micronutriente esencial en procesos reproductivos como la vitelogénesis, la cual es sumamente importante en la supervivencia en las primeras etapas de desarrollo de los teleósteos (Jezierska *et al.*, 2009). En cuanto a la división por categorías, el Cu presentó diferencias significativas entre las temporadas, donde en la temporada cálida se encontraron mayores concentraciones de Cu en gónada respecto a la temporada fría. Esto puede reflejar el uso de dicho elemento en los eventos de reproducción, ya que en los meses correspondientes a la temporada cálida se han reportado los picos reproductivos de la especie en las costas de B.C.S. (Martínez-Moreno *et al.*, 2016)

Respecto a los elementos no esenciales (Cd y Pb), estos se bioacumularon en menor proporción respecto a los esenciales (Cu y Zn). Lo anterior es consistente con lo reportado en otros análisis (*e.g.* Barwick y Maher, 2003; Van der Oost *et al.*, 2003; Irigoyen-Arredondo, 2018), donde se menciona que debido a que dichos elementos no cumplen ninguna función metabólica dentro de los organismos, su afinidad con estos es menor, por lo que al competir con los sitios de acción en las células estos tienen menor posibilidad de atravesar las membranas y posteriormente al resto de los órganos. Así, el Cd presentó las concentraciones promedio más altas en el hígado que es el órgano encargado de la detoxificación de elementos tóxicos de los organismos (*e.g.* Barwick y Maher, 2003; Van der Oost *et al.*, 2003; Irigoyen-Arredondo, 2018). De esta forma los elementos que viajan por el torrente sanguíneo y que no son fijados en las células debido a que los sitios de acción están saturados, se distribuyen hacia el hígado donde los hepatocitos (células especializadas) secuestran o atrapan a los elementos potencialmente tóxicos y mediante un proceso de detoxificación son eliminados del organismo (Wolf y Wolfe, 2005), en tal aspecto las mayores concentraciones de Cd en el hígado

podrían reflejar el buen funcionamiento de dicho órgano en la detoxificación de los elementos tóxicos como el Cd.

Por otro lado, las concentraciones más altas de Pb se encontraron en la branquia. El tejido óseo de los peces está formado por el mineral apatita, el cual tiene una alta afinidad al Pb debido a que cuando entran en contacto, el Pb se transforma en piromorfita (Miretzky y Fernandez-Cirelli, 2008), y en concordancia con esto, las branquias presentan una alta cantidad de hueso, ya que su estructura, en específico los arcos branquiales están formados en su mayoría por tejido óseo (Ferguson, 2006). Además de lo anterior también se ha comprobado que las branquias presentan metalotioneínas, por lo que son una de las primeras defensas de los organismos contra elementos tóxicos (e.g. Pb) (Camargo y Martínez, 2007).

### **Índice de riesgo (THQ) y tasa de ingesta semanal tolerable**

Los peces han sido considerados como esenciales para la dieta de la población humana, ya que organizaciones como la FAO y la OMS recomiendan la ingesta de estos organismos como parte de una alimentación balanceada debido a su alto aporte de elementos esenciales como el Cu y el Zn. Contrariamente a esto, se ha documentado que los peces constituyen una fuente de exposición para elementos tóxicos como el Cd y el Pb, debido a que generalmente ocupan lugares altos en las cadenas tróficas, lo que les permite acumular una gran cantidad de metales pesados (Moreno-Sierra *et al.*, 2016; Gil-Manrique *et al.*, 2017). Por lo anterior, el uso de índices de riesgo como el THQ se ha vuelto indispensable en estudios sobre especies de peces teleósteos que son explotadas para el consumo humano, sin embargo, son escasos los estudios en el Noroeste de México que abordan la evaluación toxicológica, así como el coeficiente de riesgo como una medida preventiva de salud (Frías- Espericueta *et al.*, 2010; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014). Específicamente en la zona de Santa Rosalía, B.C.S. se han realizado este tipo de análisis para la cabrilla sardinera *M. rosacea* (Irigoyen-Arredondo *et al.*, 2021) y el escorpión californiano *Scorpaena mystes* (Piñón-Gimate *et al.*, 2020),

donde se ha encontrado que a pesar de la alta concentración de metales pesados en los sedimentos de la zona, el consumo de organismos de estas especies no representa un riesgo a la salud humana, ya que los índices analizados para Cd, Cu, Pb y Zn resultan menores a uno (THQ < 1). De igual forma, en el presente estudio los valores del índice de riesgo calculados para Cd, Cu, Pb y Zn resultaron menores a uno, por lo que el consumo de *L. guttatus* no representa un riesgo para el consumo humano, sin embargo debido a la presencia de Cd en órganos y tejidos se recomienda que los niños de entre cuatro y seis años no excedan los 312g de filete semanalmente, mientras que los adultos se recomienda no consumir más de 1200g semanalmente.

### **Índices morfofisiológicos**

Recientemente se han empleado algunos índices morfofisiológicos como el factor de condición de Fulton (k), el índice hepatosomático o gonadosomático para conocer el impacto que tienen los metales pesados sobre teleósteos que habitan en zonas contaminadas (Bervoets y Blust, 2003; Farkas *et al.*, 2003; Oyelowo *et al.*, 2020). De esta forma se ha encontrado que incluso bajas concentraciones de elementos como el As, Cd, Hg o Pb, o altas concentraciones de Fe, Cu o Zn pueden llevar a los organismos a presentar valores bajos en el factor de condición k (Bervoets y Blust, 2003; Farkas *et al.*, 2003; Oyelowo *et al.*, 2020). Mientras que elementos como el Cd o el Cu pueden impactar en los valores de los índices gonadosomático y hepatosomático, encontrándose que a niveles subletales de estos elementos dichos índices son reducidos drásticamente (Sindhe y Kulkarni, 2004).

En este sentido, el factor de condición (k) se ha utilizado para estimar el nivel de bienestar de los peces teleósteos ya que mide el grado de robustez y asume que organismos más robustos ( $k > 1$ ), presentan una mejor condición, siempre y cuando los organismos presenten un crecimiento isométrico (Leyton, 2015). Lo anterior debido a que k se ha correlacionado positivamente con la densidad de lípidos no polares que, en los peces, se utilizan para medir el estado energético de los

individuos, ya que es la principal fuente de energía utilizada durante periodos de inanición, reproducción y maduración (Robinson *et al.*, 2008).

De esta forma, en el presente estudio los organismos de *L. guttatus* tuvieron valores del factor de condición mayores a uno en todas las categorías analizadas, por lo que se considera que presentan una buena condición. De igual forma, en un estudio llevado a cabo para la especie en el Parque Nacional Natural Utría en el Pacífico colombiano, que se considera un área sin impacto antropogénico (Correa-Herrera y Jiménez-Segura, 2013), se obtuvieron valores similares respecto al factor de condición a los reportados en el presente estudio, por lo que se considera que no existe un impacto negativo en la condición de salud de los organismos de *L. guttatus* en la costa de Santa Rosalía por metales pesados.

En cuanto a los índices hepatosomático (IH) y gonadosomático (IG), se han utilizado principalmente para estimar los periodos de reproducción de teleósteos como *L. guttatus* (e.g. Arellano-Martínez *et al.*, 2001, Rojas, 2001, Correa-Herrera y Jiménez-Segura, 2013) ya que altos valores del IG se han correlacionado positivamente con la fecundidad de los organismos, a su vez bajos valores del IH suponen estar relacionados con la transferencia de biomoléculas desde el hígado a las gónadas para procesos reproductivos, donde dicha variación es más clara entre estaciones del año (Correa-Herrera y Jiménez-Segura, 2013). De tal manera, en el presente estudio los valores más altos del IG se encontraron en la temporada cálida, mientras que los más bajos en la temporada fría. En contra parte, los valores más altos del IH resultaron en la temporada fría, mientras que los más bajos en la temporada cálida. De acuerdo con lo anterior se podría estimar que dichas variaciones están condicionadas por eventos reproductivos, como se menciona en análisis sobre el ciclo reproductivo de la especie en localidades más sureñas (Arellano-Martínez *et al.*, 2001; Rojas, 2001; Correa-Herrera y Jiménez-Segura, 2013), en donde en la localidad de Santa Rosalía, en los meses correspondientes a la temporada cálida (Junio a noviembre), los valores del IG aumentan como respuesta a un evento reproductivo, mientras que los valores del IH, disminuyen debido a que el hígado que se considera un órgano de reserva de energía, destina

está a dichos eventos. Mientras que como en el caso del factor de condición  $k$ , los valores de los IH e IG, son similares a los reportados para la especie en un área prístina (e.g. Parque Nacional Natural Utría), por lo que no se considera que exista un impacto negativo por metales pesados.

### **Relación entre los Índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados**

#### **Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados en las branquias**

La relación que existe entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados en las branquias no ha sido descrita previamente por otros autores. En el presente estudio se encontró que la concentración de Cd y Pb en las branquias en la mayoría de las categorías analizadas, esta correlacionada negativamente con el factor de condición, esto quiere decir que entre mayor es la concentración de dichos elementos en branquia los valores del factor de condición disminuyen.

Se ha reportado que la presencia de Cd y Pb en las branquias puede inducir cambios bioquímicos en el tejido y provocar estrés oxidativo que interfiere con la actividad enzimática, además de incrementar la peroxidación lipídica, lo cual puede afectar los lípidos en la membrana celular, por lo que dicho daño en el tejido branquial puede afectar negativamente los procesos metabólicos en los organismos, y verse reflejado en los valores del factor de condición  $k$  ( Jeziarska y Witeska, 2014; Elarabany y Bahnasawy, 2019). A pesar de lo anterior, los valores del factor de condición en general y por categorías encontrados en el presente estudio ( $k > 1$ ) reflejaron una buena condición general de los organismos, por lo que la baja concentración de Cd y Pb podría estar afectando la homeostasis de la branquia de manera sutil, traduciéndose en un bajo impacto en el factor de condición.



## **Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados en las gónadas**

Respecto a la relación entre la concentración de metales pesados en gónada y los índices morfofisiológicos, diversos estudios han encontrado que el Cu y Zn se correlacionan positivamente con el IG, debido a que estos elementos son altamente demandados en procesos reproductivos, principalmente en la formación de gametos (Jeziarska *et al.*, 2000; Jeziarska *et al.*, 2009) sin embargo, si las concentraciones de estos elementos, en especial del Cu, llegan a niveles subletales (e.g. Cu= 1.84 ppm), los valores de dicho índice disminuyen drásticamente (Sindhe y Kulkarni, 2004; James *et al.*, 2008). Además de lo anterior, también se ha reportado que existe una correlación negativa entre los niveles del IG con el Cd en las gónadas, en donde concentraciones de este metal pesado cercanas a 1.31 ppm, pueden afectar negativamente los valores de dicho índice (Sindhe y Kulkarni, 2004; Martín-Díaz *et al.*, 2005).

En el presente estudio, los resultados indicaron que en las categorías macho y hembra existe una correlación positiva entre la concentración de Cu y Zn en gónada y los valores del IG. Esto puede reflejar la relevancia del micronutriente del Cu, en la formación de gametos (Jeziarska *et al.*, 2009), mientras que el Zn juega un papel fisiológico esencial en la fertilización y se almacena de reserva en los ovocitos femeninos (Hall *et al.*, 1998; Jeziarska *et al.*, 2009), por lo anterior, al aumentar los valores del IG, incrementan las concentraciones de dichos elementos. Por su parte, se encontró que en general existe una correlación negativa entre la concentración de Cd en la gónada y el IG, en este sentido se ha descrito que el Cd en las gónadas puede causar disrupción endocrina, alterando el patrón de síntesis y metabolismo hormonal, disminuyendo los valores del IG (Jeziarska *et al.*, 2000; Jeziarska *et al.*, 2009). A pesar de lo anterior los valores del IG fueron similares a otros trabajos reportados para la especie en las costas de B.C.S. (Martínez-Moreno *et al.*, 2016), en donde las variaciones de dicho índice están ligadas a los picos reproductivos de la especie. Sin embargo, siendo significativa y negativa la correlación, se muestra que aun las bajas concentraciones de Cd en gónada están afectando negativamente los valores del IG pero de manera muy tenue, en donde

se puede inferir que si las concentraciones de Cd aumentaran, podrían desencadenar las patologías antes mencionadas.

### **Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados en el hígado**

En cuanto a la relación entre la concentración de metales pesados en hígado y los índices morfofisiológicos, se ha descrito que la concentración de elementos tóxicos como el Cd, Pb o Hg impactan negativamente a índices como el factor de condición o hepatosomático (Bervoets y Blust, 2003; Sindhe y Kulkarni, 2004).

En el presente estudio se encontró que existe una correlación negativa en la mayoría de las categorías entre la concentración de Cd en hígado y el factor de condición k y el IH. El hígado es considerado el órgano diana para elementos tóxicos como el Cd y puede almacenar una gran cantidad de elementos tóxicos y posteriormente redistribuirlos a otros órganos cuando este no está en buen estado (Kumar y Singh, 2010). Asimismo, se ha reportado que el Cd provoca deterioros morfológicos y funcionales en el hígado, pudiendo reducir el número de proteínas especializadas en el transporte y excreción de elementos tóxicos (Sabullah *et al.*, 2015).

De tal forma, si bien las concentraciones de Cd en hígado fueron bajas en comparación a otros teleósteos analizados en la zona de estudio como la cabrilla sardinera *M. rosacea* (Irigoyen-Arredondo *et al.*, 2021), los análisis de correlación del presente estudio indican que incluso las bajas concentraciones de Cd en el hígado están impactando negativamente en el factor de condición e IH de los organismos, aunque de manera muy baja, ya que los niveles de estos se mantienen similares a los reportados para la especie en otras áreas más sureñas (Arellano-Martínez *et al.*, 2001; Sarabia-Méndez *et al.*, 2010). Por lo anterior se esperaría que de aumentar las concentraciones de Cd en hígado se presentaran las alteraciones fisiológicas antes descritas, por esto se considera que *L. guttatus* es una especie sensible a los contaminantes de su ambiente, por lo que podría ser útil como bioindicador de las perturbaciones en su hábitat.

## **Relación entre los índices morfofisiológicos y la concentración de metales pesados en el músculo**

Se ha encontrado que elementos como el Cd, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en músculo están relacionados positivamente con el factor de condición (Bervoets y Blust, 2003; Farkas *et al.*, 2003; Oyelowo *et al.*, 2020). En nuestro estudio se encontró que en la mayoría de las categorías, la concentración de Pb en músculo esta correlacionada positivamente con los tres índices morfofisiológicos analizados. De esta forma se ha encontrado que la exposición al Pb causa una gran variedad de efectos tóxicos en los procesos fisiológicos y bioquímicos de los peces, llevando a daños en el sistema nervioso central, sistema nervioso periférico, sistema hematopoyético, sistema cardiovascular y órganos como el hígado (Hsu y Guo, 2017). Por lo anterior se esperaría que la correlación fuera negativa y que al aumentar las concentraciones de Pb los valores de los índices disminuyeran, contrario a esto, no parece existir un efecto adverso por la concentración de dicho elemento en los organismos, ya que los índices morfofisiológicos estudiados a pesar de estar correlacionados positivamente con el Pb, reflejan un buen estado de condición de los organismos.

## **Relación entre la longitud total y la concentración de metales pesados**

Algunos autores afirman (*e.g.* Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014) que la concentración de metales pesados aumenta conforme los peces crecen en talla o peso, por lo que se esperaría que los individuos más longevos presentaran niveles de metales pesados más altos. A pesar de lo anterior, en el presente estudio no se encontró una relación entre la concentración de metales pesados en ningún órgano analizado con la longitud total de los organismos. Esto puede deberse a que los individuos de todas las tallas se alimentan de las mismas especies presa (*e.g.* peces e invertebrados), como es el caso de lo reportado por García-Hernández *et al.*, (2007), quienes al analizar la relación entre la concentración de Hg y la talla en peces pelágicos, no encontraron una correlación positiva, llegando a la conclusión antes mencionada. Además de lo anterior, la dieta mixta entre peces y crustáceos

que presentó *L. guttatus* podría responder a lo encontrado, en este sentido se ha descrito que las especies que se alimentan mayormente de peces presentan dicha tendencia, en donde al aumentar la talla también lo hace la concentración de elementos como el Hg (Tremain y Adams, 2012; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2014; Escobar-Sánchez *et al.*, 2016), sin embargo en organismos que además incluyen una gran proporción de invertebrados en sus dietas, la relación entre la talla y la concentración de metales pesados no se encuentra como ha sido reportada para peces teleósteos y elasmobranquios (Escobar-Sánchez *et al.*, 2016; Murillo-Cisneros *et al.*, 2018; Sujitha *et al.*, 2019; Irigoyen-Arredondo *et al.*, 2021).

## 8. CONCLUSIONES

- *Lutjanus guttatus* es un depredador carnívoro bentopelágico oportunista que se alimenta principalmente de peces y crustáceos, presenta un estrecho nicho trófico y muestra variaciones en su estrategia alimentaria de acuerdo con el sexo, talla y temporada, lo que les permite minimizar la competencia intra e interespecífica.
- Las presas del espectro trófico de *L. guttatus* con mayores niveles tróficos como los peces, fueron los que transfirieron la mayor cantidades de metales pesados. Lo anterior debido a que los peces en comparación a los crustáceos presentan en general periodos más largos de vida, lo que les permite bioacumular una mayor cantidad de metales pesados y posteriormente transferirlos a sus depredadores.
- La bioacumulación de metales pesados fue diferente entre órganos y tejidos, por lo que se demostró un proceso de organotropía, en donde el gradiente de bioacumulación de cada elemento fue; Cd hígado> músculo> branquia> gónada, Cu gónada> hígado> músculo> branquia, Pb branquia> músculo> gónada> hígado y Zn músculo> branquia> hígado> gónada. Lo anterior debido a diferencias en la afinidad entre tejidos y metales pesados.
- Los índices morfofisiológicos mostraron una buena condición de salud en general del pargo lunarejo, específicamente el factor de condición de Fulton (k) ya que este fue mayor a uno, sin embargo al realizar el análisis por categorías se encontró que en la división por sexos, en el grupo de talla 2 (38–46 cm) y en la temporada fría el aumento de Cd y Pb afecta negativamente los valores de los índices. A pesar de los bajos niveles de cadmio y plomo pudiera poner en riesgo el funcionamiento del hígado o la gónada y consecuentemente en el ciclo reproductivo. En este sentido, se

considera que *L. guttatus* es sensible a los contaminantes de su hábitat, por lo que se sugiere como un excelente bioindicador de salud para el área de Santa Rosalía, B.C.S.

- El índice de riesgo (THQ > 1) indicó que el consumo de filete pargo lunarejo no representa un riesgo a la salud pública. Sin embargo, de acuerdo con la tasa de ingesta semanal tolerable, se recomienda que los niños de entre 4 y 6 años no consuman una cantidad mayor a 312 g. semanalmente.
- La concentración de metales pesados en tejidos y órganos de *L. guttatus* fue menor a la reportada para el área de estudio y para otros organismos que habitan en esta zona, más bien mostro concentraciones similares a la de las presas principales de su espectro trófico, donde los peces fueron los que transfirieron la mayor cantidad de metales pesados. Dichas concentraciones fueron diferentes entre los tejidos analizados, evidenciándose un proceso de organotropía donde el hígado no fue el órgano con las concentraciones más altas. A su vez se encontraron índices morfofisiológicos con valores altos, por lo que no es evidente un efecto adverso por metales pesados en la condición de salud de la población. Finalmente, lo anterior se tradujo en índices de riesgo con valores por debajo de 1, por lo que el consumo de pargo lunarejo no representa un riesgo a la salud pública.

## 9. RECOMENDACIONES

- Se considera importante modificar los muestreos incluyendo las áreas de captura y el arte de pesca con la finalidad de incluir en análisis posteriores organismos de tallas más pequeñas (e.g. LT < 30 cm) y poder contrastar entre organismos maduros y no maduros.
- Con la finalidad de analizar posibles gradientes de contaminación, se recomienda muestrear en áreas con un menor impacto antropogénico.
- Debido a que en los peces el músculo no es el tejido que concentra la mayor cantidad de metales pesados, se recomienda utilizar otro órgano o tejido (e.g. hígado) en los análisis de biomagnificación para tener un acercamiento más específico a la transferencia de metales pesados.
- Se recomienda llevar a cabo análisis histopatológicos para conocer de forma precisa el impacto que ejercen los metales pesados sobre los organismos.

## 10. LITERATURA CITADA

- Afshan, S., Ali, S., Ameen, U.S., Farid, M., Bharwana, S.A., Hannan, F. y Ahmad, R. 2014. Effect of different heavy metal pollution on fish. *Res. J. Chem. Environ.Sci.* 2(1): 74-79.
- Allen, H.L. 1971. Primary productivity, chemo-organotrophy, and nutritional interactions of epiphytic algae and bacteria on macrophytes in the littoral of a lake. *Ecol. Monogr.* 41: 97-126.
- Amiard, C.A.T., Metayer, C. y Marich, J. 1980. Bioaccumulation of heavy metals in the trophic chain of the river Loire estuary. *Water Res.* 14: 665-672.
- Amundsen, P.A., Gabler, H.M. y Staldvik, F.J. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data-modification of the Costello (1990) method. *J. Fish Biol.* 48: 607-614.
- Arellano-Martínez, M., Rojas-Herrera, A., García-Domínguez, F., Ceballos-Vázquez P. y Villarejo-Fuerte, M. 2001. Ciclo reproductivo del pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1986) en las costas de Guerrero, México. *Rev. biol. mar. oceanogr.* 36(1): 1-8.
- Atchinson, G.J., Henry, M.G. y Sandheinrich, M.B. 1987. Effects of metals on fish behavior: a review. *Environ. Biol. Fish.* 18(1): 11-25.
- Authman, M.M.N., Zaki, M.S., Khallaf, E.A. y Abbas, H.H. 2015. Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution. *J. Aquac. Res. Development.* 6(4): 1-14.
- Barwick, M. y Maher, W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar. Environ. Res.* 56: 471-502.



- Bernet, D., Schmidt, H., Meier, W., Burkhardt-Holm, P. y Wahli, T. 1999. Histopathology in fish: Proposal for a protocol to assess aquatic pollution. *J. Fish Dis.* 22: 25-34.
- Bervoets, L. y Blust, R. 2003. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environ. Poll.* 126(1): 9-19. DOI:10.1016/s0269-7491(03)00173-8.
- Bizzarro, J.J., Robinson, H.J., Rinewalt, C.S. y Ebert, D.A. 2007. Comparative feeding ecology of four sympatric skate species off central California, USA. *Environ. Biol. Fish.* 80(2-3): 197-220.
- Brown, S.C., Bizzarro, J.J., Cailliet, G.M. y Ebert, D.A. 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: 3-20.
- Brusca, R.C. 1980. Common intertidal invertebrates of the Gulf of California. 2nd edn. University of Arizona Press, Tucson AZ, USA. 513 pp.
- Cabrera, P.Y., Aguilar, B.C. y González-Sansón, G. 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.
- Camargo, M. y Martínez, C. 2007. Histopathology of gills, kidney and liver of a Neotropical fish caged in an urban stream. *Neotrop. Ichthyol.* 5(3): 327-336. DOI:10.1590/S1679-62252007000300013.
- Clarke, M.R. 1962. The identification of cephalopod beaks and their relationship between beak size and total body weight. *Bull. br. Mus. nat. Hist.* 8(10): 422-480.
- Clements, W.H. y Newman, M.C. 2002. Community Ecotoxicology. John Wiley & Sons, New York. 354 pp.
- Clothier, C. y Baxter, J. 1969. Vertebral characters of some Californian fishes with notes on other Eastern Pacific species. *Cal. Dep. Fish Game, Fish. Bull.* 5-32.

- CONAPESCA. 2014. Carta Nacional Pesquera. [Versión 05/2014]. [http://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/informacion\\_estadistica\\_por\\_especie\\_y\\_entidad](http://www.conapesca.gob.mx/wb/cona/informacion_estadistica_por_especie_y_entidad).
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: Application to elasmobranch fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54(3): 726-738. DOI: 10.1139/f96-316.
- Cossins, A.R. y Crawford, D.L. 2005. Fish as models for environmental genomics. *Nature Rev. Genet.* 6: 324-333.
- Costello, M.J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *J. Fish Biol.* 36(2): 261-263.
- Daniel, W.W. 1997. Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud. Limusa, México DF, México. 665 pp.
- De la O-Burrola, V.G., De la Rosa-Gutiérrez, L., Astorg-Ceja, J. y Acosta- Martínez, A.I. 2015. El Consumo de Pescados y Mariscos en Baja California. Universidad Autónoma de Baja California. Mexicali, Baja California. 182 pp. ISBN: 978-607-607-301-8.
- Devlin, E.W. 2006. Acute toxicity, uptake and histopathology of aqueous methyl mercury to fathead minnow embryos. *Ecotoxicol.* 15: 97-110.
- Díaz-Báez, M., Bustos-López, M.C. y Espinosa-Ramírez, A.J. 2004. Pruebas de toxicidad acuática: fundamentos y métodos. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. 118 pp.
- Doncel, O. y Paramo, J. 2010. Hábitos alimenticios del pargo rayado, *Lutjanus synagris* (Perciformes: Lutjanidae), en la zona norte del Caribe colombiano. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 38(3): 413-426. DOI: 10.3856/vol38-issue3-fulltext-6
- Duffus, J.H., Nordberg, M. y Templeton, D.M. 2007. Glossary of terms used in toxicology, 2nd edition. *Pure Appl. Chem.* 79: 1153-1344.

- 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.
- El-Greisy, Z.A. y El-Gamal, A.H.A. 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.
- El-Moselhy, K.M., Othman, A.I., El-Azem, H.A. y El-Metwally, M.E.A. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egypt. J. Basic Appl. Sci.* 1(2): 97-105.
- Elarabany, N. y Bahnasawy, M. 2019. Comparative and Interactive Biochemical Effects of Sub-Lethal Concentrations of Cadmium and Lead on Some Tissues of the African Catfish (*Clarias gariepinus*). *Toxicol. Res.* 35: 249-255. DOI: 10.5487/TR.2019.35.3.249.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2007. Water glossary. [www.epa.sa.gov.au/water\\_glossary.html](http://www.epa.sa.gov.au/water_glossary.html).
- Escobar-Sánchez, O., Galván-Magaña, F. y Rosiles-Martínez, R. 2011. Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biol. Trace Elem. Res.* 144(1-3): 550-559.
- Escobar-Sánchez, O., Ruelas-Inzunza, J., Moreno-Sánchez, X.G., Romo-Piñera, A.K. y Frías-Espéricueta, M.G. 2016. Mercury Concentrations in Pacific Angel Sharks (*Squatina californica*) and Prey Fishes from Southern Gulf of California, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 96: 15-19. DOI:10.1007/s00128-015-1708-0.
- Evans, D.H. 1987. The fish gill: site of action and model for toxic effects of environmental pollutants. *Environ. Health Persp.* 71: 47-58.

- Farkas, A., Salánki, J. y Specziár, A. 2003. Age and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low contaminated site. *Water Res.* 37(5): 959-964. DOI:10.1016/s0043-1354(02)00447-5.
- Ferguson, H. 2006. Systemic Pathology of Fish: A Text and Atlas of Normal Tissues in Teleosts and their Responses in Disease. 2nd Ed. London, Scotian Press. 368 pp.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E. y Niem, V.H. 1995. Guía FAO para la identificación de peces para los fines de pesca. Pacífico Centro-Oriental. Vol. II and III. Vertebrados, Partes 1-2: 647-1813.
- Frías-Espericueta, M.G., Osuna-López, J.I., Izaguirre-Fierro, G., Aguilar-Juárez, M. y Voltolina, D. 2010a. Cadmio y Plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Oceánides*, 25(2): 121-134.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichth.* 22(4): 241-253. DOI:10.1111/j.1439-0426.2006.008.
- García-Hernández, J., Cadena-Cárdenas, L., Betancourt-Lozano, M., García-De la Parra, L.M., García-Rico, L. y Márquez-Farías, F. 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicol. Environm. Chem.* 89(3): 507-522.
- Gerking, S.D. 1994. Feeding ecology of fish. Academic Press. E.U.A. 416 pp.
- Gil-Manrique, B., Nateras-Ramírez, O., Martínez-Salcido, A.I., Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., Amezcua, F., 2017. Cadmium and lead concentrations in hepatic and muscle tissue of demersal fish from three lagoon systems (SE Gulf of California). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24: 12927-12937. DOI:http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-8901-0.

- González, E., Ahumada, R., Medina, V., Neira, J. y González, U. 2004. Espectrofotometría de absorción atómica con tubo en la llama: aplicación en la determinación total de cadmio, plomo y zinc en aguas frescas, agua de mar y sedimentos marinos. *Quim. Nova.* 27: 873-877.
- Granado-Lorencio, C. 2002. Ecología de peces. Universidad de Sevilla. Sevilla, España. 356 pp.
- Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Mar. Poll. Bull.* 45: 46-52.
- Gutiérrez-Galindo, E.A. 1982. Comentario sobre el metabolismo de metales pesados en organismos marinos. *Cien. Mar.* 8(1): 134-138. DOI:dx.doi.org/10.7773/cm.v8i1.364.
- Hall, L.W., Sott, M.C. y Killen, W.D. 1998. Ecological risk assessment of copper and cadmium in surface waters of Chesapeake Bay Watershed. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(6): 1172-1189.
- Hsu, P.C. y Guo, Y.L., 2002. Antioxidant nutrients and lead toxicity. *Toxicology.* 180: 33-44.
- Huerta-Díaz, M.A., Muñoz-Barbosa, A., Otero, X.L., Valdivieso-Ojeda, J. y Amaro-Franco, E.C. 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. *Ecology.* 59(1): 67-77.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis. A review of methods and their application. *J. Fish Biol.* 17(4): 411-429. DOI:10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x.

- Irigoyen-Arredondo, M.S., Moreno-Sánchez, X.G., Escobar-Sánchez, O., Martín Soto-Jiménez, M.F., Marín-Enríquez, E. y Abitia-Cárdenas, L.A. 2021. Essential (Cu, Zn) and nonessential metals (Pb, Cd) in muscle of leopard groupers (*Mycteroperca Rosacea*) from a mining port In the Gulf of California, Mexico: human health risk assessment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* DOI:10.21203/rs.3.rs-700350/v1.
- Ivanina, A.V. y Sokolova, I.M. 2015. Interactive effects of metal pollution and ocean acidification on physiology of marine organisms. *Curr. Zool.* 61(4): 653-668.
- Iverson, L.K. y Pinkas, L. 1971. A pictorial guide to beak of certain eastern Pacific cephalopods. *Calif. Fish Game.*152: 83-105.
- James, R., Sampath, K., Jothilakshmi, S., Vasudhevan, I. y Thangarathinam, R. 2008. Effects of copper toxicity on growth, reproduction and metal accumulation in chosen ornamental fishes. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 8: 89-97. DOI:10.2478/v10104-009-0007-y.
- Jezierska, B. y Witeska, M. 2004. The effect of metals on fish gill functions - Gas and ion exchange (review). *Fresenius Environ. Bull.*, 13: 1370-1378.
- Jezierska, B., Lugowska, K., Witeska, M. y Sarnowski, P. 2000. Malformations of newly hatched common carp larvae. *Electr. J. Polish Agri. Univ.* 3(2): 1-21.
- Jezierska, B., Lugowska, K. y Witeska, M. 2009. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). *Fish. Physiol. Biochem.* 35(4): 625-640.
- Jiménez-Valverde, A. y Hortal, J. 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., Shumilin, E., Rodríguez-Figueroa, G., Rodríguez-Espinosa, P. y Suresh B.S. 2016. Potential toxicity of chemical elements in beach sediments

- near Santa Rosalía copper mine, Baja California Peninsula, México. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 180: 91-96. DOI:180. 10.1016/j.ecss.2016.06.015.
- Kamunde, C. y MacPhail, R. 2011. Metal-metal interactions of dietary cadmium, copper and zinc in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 74(4): 658-667. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2010.10.016.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Addison Wesley Longman. E.U.A. 620 pp.
- Labropoulou, M., y Eleftheriou, A. 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.
- Leyton, S. 2015. Estimación del factor de condición de Fulton (K) y la relación longitud-peso en tres especies ícticas presentes en un sector sometido a factores de estrés ambiental en la cuenca alta del río Cauca. *Rev. Asoc. Col. Cienc. Biol.* 1: 21-28.
- Lim, C. y Kleisus, P.H. 2000. El papel de los minerales traza en la salud de los peces. *Avances en Nutrición Acuícola IV. Memorias del IV Simposium Internacional de Nutrición Acuícola*: 270-281..
- Lowry, M.S. 2011. *Photographic catalog of California marine fish otoliths: Prey of California sea lions (Zalophus californianus)*. NOAA Technical Memorandum NMFS SWFSC 483 pp.
- Mackay, D. y Clark, K.E. 1991. Predicting the environmental partitioning of organic contaminants and their transfer to biota. In: Jones K. C. (ed.) *Organic Contaminants in the Environment: Environmental Pathways and Effects*. London, New York: Elsevier Applied Science. 338 pp.
- Maddock, D.M. y Burton, M.P. 1998. Gross and histological of ovarian development and related condition changes in American plaice. *J. Fish Biol.* 53: 928-944.

- Mancera-Rodríguez, N.J. y Álvarez-León, R. 2006. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biol. Colomb.* 11(1): 3-23.
- Martín-Díaz, M.L., Tuberty, S., McKenney, C.L., Sales, D. y Delvalls, A. 2005. Effects of cadmium and zinc on *Procambarus clarkii*: Simulation of the Aznalcóllar mining spill. *Cienc. Mar.* 31: 197-202. DOI: 10.7773/cm.v31i12.96.
- Martínez-Moreno, R., Dumas, S. y Garduño-Dionate, M. 2016. Efecto de la temperatura durante el desarrollo temprano del pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* en La Paz, Baja California Sur, México. *Ciencia Pesquera.* 24: 31-40.
- Morcillo, P., Esteban, M.A. y Cuesta, A. 2017. Mercury and its toxic effects on fish. *Environ. Sci.* 4(3): 386-402. DOI:10.3934/environsci.2017.3.386.
- Moreno-Sánchez, X.G., Perez-Rojo, P., Irigoyen-Arredondo, M.S., Marin- Enríquez, E., Abitia-Cárdenas, L.A. y Escobar-Sanchez, O. 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.
- Moreno-Sierra, D., Bergés-Tiznado, M., Márquez-Farias, F., Torres-Rojas, Y.E., Ruelas-Inzunza, J.R., Páez-Osuna, F. 2016. Trace metals in target tissues and stomach contents of the top predator sailfish *Istiophorus platypterus* from the Eastern Pacific: concentrations and contrasting behavior of biomagnification. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23(23): 23791-23803. DOI:<http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7551-y>.
- Miretzky, P. y Fernandez-Cirelli, A. 2008. Phosphates for Pb immobilization in soils: a review. *Environ. Chem. Lett.* 6(3): 121  
DOI:133 <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-007-0133-y>.
- Murillo-Cisneros, D.A., O'Hara, T.M., Castellini, J.M., Sánchez-González, A., Elorriaga-Verplancken, F.R., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Marín-Enríquez E.



- y Galván-Magaña, F. 2018. Mercury concentrations in three ray species from the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico: Variations by tissue type, sex and length. *Mar. Poll. Bull.* 126: 77-85. DOI:<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.060>.
- Nasyitah, N., Ahmad, A., Khairul, M., Ley, L., y Kyoung-Woong, K. 2018. Bioaccumulation of heavy metals in maricultured fish, *Lates calcarifer* (Barramudi), *Lutjanus campechanus* (red snapper) and *Lutjanus griseus* (grey snapper). *Chemosphere.* 197: 318-324. DOI:[10.1016/j.chemosphere.2017.12.187](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.187).
- Nelson, J.S., Grande, T.C. y Wilson, M.V.H. 2016. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. Fifth Edition. 70 pp.
- Newman, M.C. 2014. *Fundamentals of Ecotoxicology: The Science of Pollution*. Fourth Edition. CRC Press. New York. 633 pp.
- Norma Oficial Mexicana 1994. NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Secretaría de Salud. Diario Oficial, 14 de marzo de 1994.
- Oyelowo, O., Awobajo, F., Titilola, S., Teniloluwa, S., Adewale, F. y Mofolorunso, A. 2020. Condition factor, heavy metals and polychlorinated biphenyls (PCBs) in the muscle of fishes harvested in, and imported into Lagos, Nigeria. *Aceh J. Anim.* 5: 38-46. DOI:[10.13170/ajas.5.1.14995](https://doi.org/10.13170/ajas.5.1.14995).
- Parmar, T.K., Rawtani, D. y Agrawal, Y.K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Front. Life Sci.* 9(2): 110–118. DOI:[10.1080/21553769.2016.1162753](https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753).
- Parthasarathi, R. y Dhawan, A. 2018. En Silico Approaches for Predictive Toxicology. 2031: 351-373. DOI: [10.1016/B978-0-12-804667-8.00005-5](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804667-8.00005-5).

- Penicaud, V., Lacoue-Labarthe, T. y Bustamante, P. 2017. Metal bioaccumulation and detoxification processes in cephalopods: a review. *Environ. Res.* 155: 123-133.
- Pinkas, L.S., Oliphant, M. e Iverson, I.L.K. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Fish. Bull.* 152: 1-105.
- Piñón-Gimate, A., Jakes-Cota, U., Tripp-Valdez, A., Valdez, C. y Almendarez-Hernandez, L. 2019. Assessment of human health risk: Copper and lead concentrations in Stone Scorpionfish (*Scorpaena mystes*) from the coastal region of Santa Rosalia in the Gulf of California, Mexico. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 34: 1-8. DOI:101003. 10.1016/j.rsma.2019.101003.
- 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/>.
- Robinson, M.L., Gomez-Raya, L., Rauw, W.M. y Peacock, M.M. 2008. Fulton's body condition factor K correlates with survival time in a thermal challenge experiment in juvenile Lahontan cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki henshawi*). *J. Therm. Biol.* 33(6): 363–368. DOI:10.1016/j.jtherbio.2008.05.004.
- Rodríguez-Figueroa, G.M. 2004. Geoquímica de los oligoelementos, elementos mayores y elementos de las tierras raras, en los sedimentos marinos del distrito minero de Santa Rosalía, B.C.S, México. Tesis de maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. 137 pp.
- Rojas-Herrera, A.A. y Chiappa-Carrara, X. 2002. Feeding habits of the spotted rose snapper *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) in the coast of Guerrero, Mexico. *Cienc. Mar.* 28: 133-147.
- Rojas, M., Maravilla, E. y Chicas, B. 2004. Habitos alimentarios del pargo mancha *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) en Los Cóbano y Puerto La Libertad, El Salvador. *Rev. Biol. Trop.* 52(1): 163-170.

- Ruelas-Inzunza, J. R., Escobar-Sánchez, O. y Páez-Osuna, F. 2014. Mercury in fish, crustaceans and mollusks from estuarine areas in the Pacific Ocean and Gulf of Mexico under varying human impact en book: Fisheries Management of Mexican and Central American Estuaries. 3: 39-44. DOI:10.1007/978-94-017-8917-2\_3.
- Ryu, B., Shin, K.H. y Kim, S.K. 2021. Muscle Protein Hydrolysates and Amino Acid Composition in book Fish Marine Drugs. 377 pp. DOI:<https://doi.org/10.3390/md19070377>.
- Sabullah, M.K., Ahmad, S.A., Shukor, A., Yunus, M., Gansau, A.J., Syed, M.A. y Shamaan, N.A. 2015. Heavy metal biomarker: Fish behavior, cellular alteration, enzymatic reaction and proteomics approaches. *Int. Food Res. J.* 22(2): 435-454.
- Santamaria-Miranda, A., Elorduy-Garay, J.F., Villalejo-Fuerte, M. y Rojas-Herrera A.A. 2003. Desarrollo gonadal y ciclo reproductivo de *Lutjanus peru* (Pisces: Lutjanidae) en Guerrero, México. *Rev. Biol. Trop.* 51(2): 489-502.
- Sarabia-Méndez, M., Gallardo-Cabello, M., Espino-Barr, E. y Anislado-Tolentino, V. 2010. Characteristics of population dynamics of *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) in Bufadero Bay, Michoacan, Mexico. *Hidrobiológica.* 20(2): 147-157.
- SEMARNAT. 2003. Remediación de sitios contaminados por metales provenientes de jales mineros en los distritos de: el Triunfo-San Antonio y Santa Rosalía Baja California Sur. Informe final. 37 pp.
- Shumilin, E.N., Rodríguez-Figueroa, G., Morton-Bermea, E., Lounejeva-Baturina, Hernández, E. y Rodríguez-Meza, G. 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.

- Sindhe, V.R y Kulkarni, R.S. 2004. Gonadosomatic and hepatosomatic indices of the freshwater fish *Notopterus notopterus* (Pallas) in response to some heavy metal exposure. *J. Environ. Biol.* 25(3):365-8.
- Stumm, W. y Morgan, J.J. 1981. *Aquatic Chemistry*. Wiley, New York, 780 pp.
- Stohs, S.J. y Bagchi, D. 1995. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free Radic. Bio.l Med.* 18: 321-336.
- Suarez, R., Brodeu, J. y Zaccagnini, M. 2013. *Los Agroquímicos y el Ambiente*. Instituto de Recursos Biológicos, CNIA-INT. 6: 45 pp.
- Sujitha, S.B., Jonathan, M.P., Aurióles-Gamboa, D., Villegas, L.E., Bohórquez-Herrera, J. y Hernández-Camacho, C.J. 2019. Trace elements in marine organisms of Magdalena Bay, Pacific Coast of Mexico: Bioaccumulation in a pristine environment. *Environ. Geochem. Health.* 41(3): 1075-1089. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0198-5>.
- Svobodová, Z., Lloyd, R., Máchová, J. y Vykusová, B. 1993. Water quality and fish health. EIFAC Technical Paper. No. 54. Rome, FAO. 59 pp.
- Templeton, D.M., Ariese, F., Cornelis, R., Danielsson, L.G., Muntau, H., van Leeuwen, H. y Lobinski, R. 2000. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements: Definitions, structural aspects, and methodological approaches. *Pure Appl. Chem.* 72: 1453-1470.
- Tremain, D.M. y Adams, D.H. 2012. Mercury in groupers and sea basses from the Gulf of Mexico: Relationships with size, age, and feeding ecology. *Trans. Am. Fish. Soc.* 141(5): 1274-1286.
- Tripp-Valdez, A. y Arreguín-Sánchez, F. 2009. The use of stable isotopes and stomach contents to identify dietary components of the spotted rose snapper, *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869), off the eastern coast of the southern Gulf of California. *J Fish Aquat. Sci.* 4(6): 274-284. DOI:10.3923/jfas.2009.274.284.

- Valle-López, F., Moreno-Sánchez, X., Irigoyen-Arredondo, M., Abitia-Cárdenas, A., Marin-Enriquez, E. y Ramírez-Pérez, J.S. 2021. Feeding habits of the spotted rose snapper, *Lutjanus guttatus*, (Actinopterygii, Perciformes, Lutjanidae), in the central Gulf of California, BCS, Mexico. *Acta Ichthyol. Piscat.* 51: 95-105. DOI:10.3897/aiep.51.63227.
- Van der Oost, R., Beyer, J. y Vermeulen, N. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharm.* 13: 57-149.
- Werner, E.E. 1979. Niche partitioning by food size in fish communities. In: R.H. Stroud y H.Clepper (eds.), *Predator–Prey Systems in Fisheries Management*, Sport Fishing Inst., Washington, D.C. 322 pp.
- 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 Fisheries Synopsis. 125:1-303.
- Wolf, J. y Wolfe, M. 2005. A Brief Overview of Nonneoplastic Hepatic Toxicity in Fish. *Toxicol. Pathol.* 33: 75-85. DOI: 10.1080/01926230590890187.
- Yarsan, E. y Yipel, M. 2013. The Important Terms of Marine Pollution “Biomarkers and Biomonitoring, Bioaccumulation, Bioconcentration, Biomagnification”. *J Mol. Biomark Diagn.* 1: 1-4.
- Zeitoun, M.M. y Mehana, E.E. 2014. Impact of Water Pollution with Heavy Metals on Fish Health: Overview and Updates. *Glob. Vet.* 12(2): 219-231.

## 11. ANEXOS

Anexo 1. Artículo 1- Feeding habits of the spotted rose snapper, *Lutjanus guttatus*, (Actinopterygii, Perciformes, Lutjanidae), in the central Gulf of California, BCS, Mexico.

Acta Ichthyologica et Piscatoria 51(1), 2021, 95–105 | DOI 10.3897/aiep.51.63227



### Feeding habits of the spotted rose snapper, *Lutjanus guttatus*, (Actinopterygii, Perciformes, Lutjanidae), in the central Gulf of California, BCS, Mexico

Filius L. VALLE-LOPEZ<sup>1</sup>, Xchel G. MORENO-SÁNCHEZ<sup>1</sup>, Marina S. IRIGROYEN-ARREDONDO<sup>1</sup>, Leonardo A. ABITIA-CÁRDENAS<sup>1</sup>, Emigdio MARÍN-ENRÍQUEZ<sup>2</sup>, Jorge S. RAMÍREZ-PÉREZ<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN). Departamento de Pesquerías y Biología Marina, La Paz, BCS, México

<sup>2</sup> CONACYT-Universidad Autónoma de Sinaloa-Facultad de Ciencias del Mar (CONACYT UAS-FACIMAR), Mazatlán, SIN, México

<sup>3</sup> Universidad Autónoma de Sinaloa, Unidad Regional Sur, Edificio de Vicerrectoría, Av. Ejército Mexicano s/ciudad Universitaria Mazatlán, SIN, México

<http://zoobank.org/A5394449-D6CC-4B63-5334-A6FCBFD60C69>

Corresponding author: Xchel G. MORENO-SÁNCHEZ ([xchel.moreno@gmail.com](mailto:xchel.moreno@gmail.com))

Academic editor: Ken Longenecker ♦ Received 17 October 2020 ♦ Accepted 15 January 2021 ♦ Published 31 March 2021

**Citation:** Valle-Lopez FL, Moreno-Sánchez XG, Irigoyen-Arredondo MS, Abitia-Cárdenas LA, Marín-Enríquez E, Ramírez-Pérez JS (2021) Feeding habits of the spotted rose snapper, *Lutjanus guttatus*, (Actinopterygii, Perciformes, Lutjanidae), in the central Gulf of California, BCS, Mexico. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 51(1): 95–105. <https://doi.org/10.3897/aiep.51.63227>

#### Abstract

The spotted rose snapper, *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869), is an important resource for the coastal fisheries of the Gulf of California, mainly due to its high commercial value. Despite this, there are no management measures for this species, owing in part to a lack of information on its basic biology and its trophic ecology in the area. In this context, the presently reported study had as objective to describe the feeding habits of *L. guttatus* through stomach content analyses, as well as to describe possible changes linked to sex, size, and season. Specimens were caught monthly from June 2016 to September 2017 with gillnets in Santa Rosalía, BCS, Mexico. The abundance, weight, and frequency of occurrence of each prey were assessed, and these parameters were integrated into the index of relative importance (%IRI) to determine the importance of each prey item in the *L. guttatus* diet. The Levin's index was used to assess the trophic niche width of the species, the feeding strategy was evaluated using Costello's graphic method and the trophic level was calculated. Finally, to establish whether there were significant differences in the diet by sex, size, or season a PERMANOVA test was used with a 95% confidence level. A total of 202 *L. guttatus* stomachs were analyzed, 191 of which contained food. A total of 26 prey items were identified. According to the %IRI, the most important prey were the teleost fishes *Harengula throssina* (Jordan et Gilbert, 1882) (45.7%) and *Sardinops sagax* (Jenyns, 1842) (34.8%), the euphausiid *Nyctiphanes simplex* (13.4%), and the crustacean *Penaeus* spp. (5.6%). The PERMANOVA analysis resulted in significant differences between the analyzed categories; however, there were no significant differences in the interactions among the categories. According to Levin's index, *L. guttatus* had a narrow trophic width, with changes in the main prey consumed by the different categories. According to our results, *L. guttatus* can be considered a benthopelagic opportunistic carnivorous predator with a narrow trophic niche, presenting mostly quantitative variations in its diet according to sex, size, and season. Its trophic plasticity allows it to take advantage of the most available and abundant food resources.

#### Keywords

Lutjanidae, diet, sardines, euphausiids, Gulf of California.