



**Centro de Investigación en Alimentación
y Desarrollo, A.C.**

**BIOMONITOREO DE METALES EN ORGANISMOS DE
LA LAGUNA EL TÓBARI, SONORA, IMPACTADA
POR ACTIVIDADES AGRÍCOLAS Y ACUÍCOLAS**

Por

Martín Enrique Sánchez Duarte

TESIS APROBADA POR LA

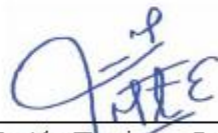
COORDINACIÓN DE CIENCIAS DE LOS ALIMENTOS

Como requisito parcial para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Martín Enrique Sánchez Duarte, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestro en Ciencias



Dr. Martín Enrique Jara Marini
Director de tesis



Dra. Jaqueline García Hernández
Integrante del comité de tesis



Dra. Leticia García Rico
Integrante del comité de tesis



Dr. Edgar Cruz Acevedo
Integrante del comité de tesis

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis “Biomonitoreo de Metales en Organismos de La Laguna El Tóbari, Sonora, Impactada por Actividades Agrícolas y Acuícolas” es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor Martín Enrique Sánchez Duarte, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de quien ocupe la titularidad de la Dirección General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión del director(a) de tesis.



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
ALIMENTACIÓN Y DESARROLLO, A.C.
Coordinación de Programas Académicos


Dr. Pablo Wong González
Director General

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo otorgado durante los 2 años de posgrado.

Agradezco también al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. por prestar las instalaciones y equipos utilizados para la realización de este proyecto.

Agradezco al proyecto “Acumulación y Distribución de Metales y Metaloides en Reservorios de la Cuenca del Río Yaqui” (Clave #20562), por el financiamiento del trabajo de tesis.

Agradezco al Doctor Martín Enrique Jara Marini y a mis compañeros de laboratorio, por el apoyo a lo largo del posgrado.

Al resto de mi comité de tesis, las Dras. Jaqueline García Hernández y Leticia García Rico, y al Dr. Edgar Cruz Acevedo, por sus comentarios y sugerencias para mejorar sustancialmente el manuscrito e interpretación de los resultados, y por apoyarme a lo largo de mis estudios de posgrado.

Agradezco a todas las personas que formaron parte de las campañas de muestreo en la Cuenca baja del Río Yaqui, en especial a la Dra. Sofía Garrido Hoyos responsable del proyecto “Estimación y dispersión de contaminantes en el Río Yaqui (Sonora, México); evaluación y riesgos ambientales”, por permitir el uso de las muestras en este trabajo.

Agradezco también a mis compañeros estudiantes que me apoyaron a lo largo del posgrado.

DEDICATORIA

A mi madre María del Socorro Duarte González, a Daniel Sánchez Mora y a mi hermana Nancy Esmeralda Sánchez Duarte, quienes me apoyaron incondicionalmente todo este tiempo.

Por último, a mi familia y amigos, por su apoyo desinteresado y su motivación a seguir adelante.

CONTENIDO

APROBACIÓN	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL	3
AGRADECIMIENTOS	4
DEDICATORIA	5
CONTENIDO	6
LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE CUADROS	9
RESUMEN	11
ABSTRACT	13
1. INTRODUCCIÓN	14
2. ANTECEDENTES	16
2.1. Ecosistemas Acuáticos en México.....	16
2.1.1 Importancia de los Ecosistemas Acuáticos.....	17
2.1.2. Situación Actual de los Ecosistemas Costeros del Golfo de California.....	17
2.2. Contaminación de los Ecosistemas Costeros.....	18
2.2.1. Fuentes Naturales de Contaminación en los Ecosistemas Costeros.....	19
2.2.2. Impacto de las Actividades Antropogénicas en los Ecosistemas Costeros.....	20
2.3. Metales y Metaloides en los Ecosistemas Costeros.....	20
2.3.1. Definición y Clasificación de los Metales y Metaloides.....	21
2.3.2. Acumulación y Toxicidad de los Metales y Metaloides en Organismos Acuáticos.....	22
2.4. Organismos Biomonitores de la Contaminación con Metales y Metaloides en los Ecosistemas Costeros.....	24
2.4.1. Los Moluscos Bivalvos Como Biomonitores.....	25
2.4.2. Los Peces como Biomonitores.....	26
3. HIPÓTESIS	28
4. OBJETIVOS	29
4.1. Objetivo General.....	29
4.2. Objetivos Específicos.....	29
5. MATERIALES Y MÉTODOS	30
5.1. Área de Estudio.....	30
5.2. Colecta y Procesamiento de las Muestras.....	32
5.3. Digestión de las Muestras y Cuantificación de Metales.....	32
5.4. Índice de Condición.....	33
5.5. Riesgos Aparentes.....	34
5.6. Diseño de Experimentos y Análisis Estadístico.....	35
5.6.1. Pretratamiento de Datos.....	35

CONTENIDO (continuación)

5.6.2. Análisis de Índice de Condición	36
5.6.3. Variación en los Patrones de Contaminación.	37
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
6.1. Índice de Condición de los Organismos	38
6.2. Metales en la Almeja China.....	43
6.3. Metales en Almeja Pata de Mula.....	57
6.4. Metales en la Lisa.....	67
6.5. Determinación del Riesgo Aparente por el Consumo de Almejas y Lisa	81
7. CONCLUSIONES	92
8. RECOMENDACIONES	93
9. REFERENCIAS	94
10. ANEXOS	108
10.1. Regresiones Lineales entre los Índices de Condición y el Contenido de Metales en los Tres Organismos.....	108

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Área de estudio en el sistema lagunar El Tóbari, Golfo de California, con los sitios de muestreo de los organismos biomonitores.....	31
2	Índice de condición (IC) en la almeja china y la almeja pata de mula, durante los 4 muestreos en el Tóbari.....	39
3	Factor de condición o de Fultón (K) en la lisa, durante los 4 muestreos en El Tóbari.....	42
4	Concentraciones de metales en la almeja china, durante los 4 muestreos en el ecosistema lagunar El Tóbari.....	45
5	Análisis de componentes principales para almeja china.....	55
6	Concentraciones de metales en la almeja pata de mula, durante los 4 muestreos en el ecosistema lagunar El Tóbari.....	59
7	Análisis de Componentes Principales en almeja pata de mula.....	65
8	Concentraciones de metales en la lisa, durante los 4 muestreos en el ecosistema lagunar El Tóbari.....	69
9	Análisis de componentes principales para lisa.....	78

LISTA DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Datos de ingesta anual de almejas y pescado, de la población nacional (CONAPESCA, 2018).....	35
2	Datos de pesos corporales para hombre y mujer (OMS, 2016).....	35
3	Dosis de referencia para los 6 metales (mg kg ⁻¹ día ⁻¹) US EPA (2021).....	35
4	Concentraciones de metales (mg kg ⁻¹) en organismos bivalvos reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.....	47
5	Concentraciones de metales (mg kg ⁻¹) en organismos bivalvos reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.....	48
6	Concentraciones de metales (mg kg ⁻¹) en organismos bivalvos reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.....	49
7	Correlaciones de Pearson de los metales en almeja china colectada en El Tóbari.....	54
8	Carga de los Componentes Principales para los metales transformados en almeja china colectada en El Tóbari.....	55
9	Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) de las concentraciones de metales en almeja china.....	57
10	Correlación de Pearson de los metales en almeja pata de mula colectada en la Laguna El Tóbari.....	64
11	Carga de los Componentes Principales para los metales transformados en almeja pata de mula colectada en El Tóbari.....	65
12	Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) de las concentraciones de metales en almeja pata de mula.....	67
13	Concentraciones de metales (mg kg ⁻¹) en lisa reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.....	71
14	Concentraciones de metales (mg kg ⁻¹) en lisa reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.....	72
15	Correlación de Pearson en Lisa colectada en la Laguna El Tóbari	77
16	Cargas de los Componentes Principales para los metales transformados en la lisa colectada en El Tóbari.....	78

17	Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) de las concentraciones de metales en lisa.....	80
18	Concentración promedio (mg kg-1, base húmeda (BH)) y riesgo aparente en mujeres con diferente peso corporal, por consumo de almeja china colectada en la Laguna El Tóbari.....	82
19	Concentración promedio (mg kg-1, base húmeda (BH)) y riesgo aparente en hombres con diferente peso corporal, por consumo de almeja china colectada en la Laguna El Tóbari.....	83
20	Concentración promedio (mg kg-1, base húmeda (BH)) y riesgo aparente en mujeres con diferente peso corporal, por consumo de almeja pata de mula colectada en la Laguna El Tóbari.....	86
21	Concentración promedio (mg kg-1, base húmeda (BH)) y riesgo aparente en hombres con diferente peso corporal, por consumo de almeja pata de mula colectada en la Laguna El Tóbari.....	87
22	Concentración promedio (mg kg-1, base húmeda (BH)) y riesgo aparente en mujeres con diferente peso corporal, por consumo de lisa colectada en la Laguna El Tóbari.....	89
23	Concentración promedio (mg kg-1, base húmeda (BH)) y riesgo aparente en hombres con diferente peso corporal, por consumo de lisa colectada en la Laguna El Tóbari.....	90

RESUMEN

Debido al incremento de las actividades antropogénicas en las zonas costeras, se ha generado un alto impacto en los ecosistemas marinos costeros. Las descargas generadas por la agricultura, drenajes municipales, la acuicultura, y la minería, entre otras, contienen una gran cantidad de contaminantes entre los cuales se encuentran plaguicidas, materia orgánica, dioxinas, metales y metaloides. En el caso de los metales y metaloides, son elementos altamente persistentes y son componentes de diversos reservorios ambientales, pudiendo llegar a bioacumularse y biomagnificarse en la cadena alimenticia, llegando incluso hasta los consumidores humanos. La laguna El Tóbari está ubicada al suroeste de Ciudad Obregón, Sonora, y es de gran importancia ecológica, económica y social, por su biodiversidad, las actividades económicas en sus alrededores y la pesca ribereña de las poblaciones aledañas. El objetivo del presente estudio fue evaluar los niveles de acumulación de los metales Cu, Mn, Fe, Ni, Cr y Zn en dos moluscos bivalvos, almeja china (*Chione gnidia*) y la almeja pata de mula (*Anadara tuberculosa*), y en el pez lisa (*Mugil cephalus*), obtenidos de la Laguna El Tóbari, Sonora, México. Los organismos fueron recolectados en las áreas de mayor biodiversidad del ecosistema, y procesados para la cuantificación de los metales por Espectrofotometría de Absorción Atómica usando flamas aire-óxido nitroso-acetileno. Las distribuciones de las concentraciones de metales en los 3 organismos fueron Fe>Zn>Cu>Mn>Ni>Cr, mientras que el orden de las concentraciones totales a nivel de los organismos fue lisa>almeja pata de mula>almeja china. Las concentraciones de los metales mostraron diferencias temporales, con correlaciones que mostraron tener rutas metabólicas comunes o similares en algunos casos: Ni:Cr en almeja china; Ni:Cr, en almeja pata de mula, por último, Fe:Mn, Ni y Cr, Mn:Ni y Cr, Zn:Ni y Cr y, Ni:Cr en lisa. y contrarias en otros casos Cu:Ni y Cr en almeja china, Cu:Zn y Cr; Mn:Zn, Ni y Cr, en almeja pata de mula, Cu:Fe, Mn, Ni y Cr en lisa. Las tres especies marinas mostraron acumular metales asociados a las actividades antropogénicas, por lo que pueden ser usadas en programas de biomonitorio de la contaminación con estos elementos en la laguna El Tóbari. Los índices y el factor de condición indicaron que los organismos tuvieron buenas condiciones de desarrollo en el ecosistema, a pesar de los niveles de contaminación con metales. Los riesgos aparentes mostraron que el consumo de las 3 especies marinas en cuanto a presencia de metales no representa riesgos a la salud de la población.

Palabras clave: Actividades antropogénicas, Ecosistemas costeros, Bioacumulación, Metales y metaloides, Organismos biomonitores, Riesgo a la salud.

ABSTRACT

Due to the increase in anthropogenic activities in coastal areas, a high impact has been generated on coastal marine ecosystems. Runoffs generated by agriculture, municipal drainage, aquaculture, and mining, among others, contain a large number of contaminants among which are pesticides, organic matter, dioxins, metals and metalloids which are highly persistent and are components of various environments reservoirs, being able to bioaccumulate and biomagnify in the food chain, even reaching human consumers. El Tóbari lagoon is located southwest of Ciudad Obregón, Sonora, and is of great ecological, economic and social importance, due to its biodiversity, the economic activities on the vicinity and the coastal fishing activities by the surrounding populations. The objective of this study was to evaluate the levels of accumulation of metals Cu, Mn, Fe, Ni, Cr, and Zn in two bivalve mollusks, Chinese clam (*Chione gnidia*) and the the Pustulose Ark (*Anadara tuberculosa*), and on the fish, mullet (*Mugil cephalus*), obtained in El Tóbari lagoon, Sonora, Mexico. The organisms were collected in the most biodiverse areas of the ecosystem, and were processed for quantification by Atomic Absorption Spectrophotometry using air-nitrous oxide-acetylene flames. The distribution of metals concentrations in the 3 organisms were Fe>Zn>Cu>Mn>Ni>Cr, while the total metal concentration ordered by organism was mullet>black? clam>Chinese clam. The concentrations of the metals showed temporal differences, with correlations that showed to have common or similar metabolic routes in some cases, Zn:Ni, and Ni:Cr in the Chinese clam; Ni:Cr in the mule leg clam, finally, Fe:Mn, Ni and Cr; Mn:Ni and Cr; Ni:Cr in the lisa. And contrary in other cases Cu:Ni and Cr in the chinese clam, Cu:Zn; Mn:Ni in the leg mule clam, Cu:Fe, Mn, Ni:Cr in the lisa. The three marine species showed accumulation of metals associated with anthropologic activities, which is why they can be used in in bio-monitoring programs for contaminations with these elements in El Tóbari. The indices and the condition factor indicated that the organisms had good development conditions in the ecosystem, despite the level of contaminations with metals. The apparent risks showed that the consumption of the 3 marine species does not represent risks to the health of the populations due to bioaccumulation of metals.

Keywords: Anthropologic activities, Coastal ecosystems, Bioaccumulation, Metals and metalloids, Biomonitor organisms, Health risk.

1. INTRODUCCIÓN

México es un país con gran biodiversidad y posee una zona costera amplia (CONABIO, 2008; Lara-Lara *et al.*, 2008). La problemática de contaminación de la zona costera es variada y compleja, por lo que muchos estudios se han enfocado a estimar el grado de impactos de las diferentes actividades antropogénicas utilizando organismos (Páez-Osuna *et al.*, 2015).

La laguna El Tóbari se ubica al suroeste de la Ciudad de Obregón, Sonora, es un ecosistema de gran importancia pesquera, donde se extraen diversas especies de mariscos, como almejas, caracoles, jaibas, camarones, entre otras. Sin embargo, en los alrededores de la Laguna El Tóbari, se llevan a cabo actividades antropogénicas, siendo la más grande la agricultura, que aporta una gran cantidad de metales y metaloides a los suelos por el uso de fertilizantes, que posteriormente son lixiviados por el sistema de riego por gravedad y las lluvias, y son depositados en la zona costera los cuales se acumulan en sedimentos, agua y organismos marinos, siendo estos últimos consumidos por los habitantes de la región. Así mismo, los efluentes de la acuicultura del camarón contribuyen a la contaminación, debido al uso de una serie de químicos compuestos en parte de metales (Páez Osuna y Frías Espericueta, 2001).

Una de las principales clasificaciones de los metales y metaloides está basada en su función biológica, considerados como esenciales y sin función biológica conocida. Cuando se sobrepasan ciertos umbrales de concentración, ambos tipos pueden causar efectos adversos sobre los organismos, dependiendo tanto de condiciones abióticas como bióticas. Esto puede ocurrir aún a concentraciones consideradas como bajas (Cornelis y Nordberg, 2007). Estos elementos, a diferencia de los demás tipos de contaminantes, son constituyentes naturales de rocas, sedimentos, suelos y la biota. En los reservorios ambientales de los diferentes ecosistemas, los metales y metaloides son persistentes y llegan a la biota por diversos medios, donde llegan a bioacumularse y pueden biomagnificarse al incrementar sus concentraciones a lo largo de las cadenas alimenticias (Mackay y Fraser, 2000).

Una exposición a altas concentraciones de Cu puede afectar al sistema nervioso central, los riñones, los huesos y los ojos (Nordberg, 1998). Los efectos de Fe están relacionados con la aparición de algunos tipos de cáncer y enfermedades cardiovasculares y, en consecuencia, de sus efectos pro-oxidativos (Goyer y Clarkson, 1996). El Mn en altas concentraciones puede ocasionar efectos

nocivos en las vías respiratorias, y neurotoxicidad en concentraciones relativamente bajas en niños hasta las 6-8 años de edad (ATSDR, 2002). En los casos donde ocurre una intoxicación por altas concentraciones de Zn, pueden presentarse complicaciones como la gastritis, dolores abdominales y, en ocasiones, pancreatitis (Martín-Navarro, 2016). En cuanto al Ni, el efecto más común producido en humanos es una reacción alérgica, aunque personas más sensibles suelen sufrir ataques de asma (ATSDR 2005). Entre las formas más tóxicas del Cr (Cr^{6+}), está asociada a erupciones cutáneas, malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, inmunosupresión, daños renales y hepáticos (Molina *et al.*, 2010). Todos los metales se han asociado a diversos tipos de cánceres, aunque algunos son precursores más fuertes que otros como el Cr^{6+} (Nordberg, 1998). En organismos marinos, el Cu en ostiones afecta el sistema inmune por un deterioro en su capacidad fagocítica sobre bacterias, disminuyendo significativamente sus capacidades defensivas (Matozzo *et al.*, 2001). Los efectos tóxicos del Zn en bivalvos marinos se manifiestan afectando la metabolización del glutatión en las branquias y altera también el sistema de defensa (Fernandes *et al.*, 2018). En el caso de Mn, este puede causar efectos neurotóxicos al afectar la inervación dopaminérgica en el bivalvo marino *Crassostrea virginica* (Fernandes *et al.*, 2018).

En el caso de los peces, se ha documentado que el Fe puede ocasionar daños reproductivos y bloquear los intercambios de iones en las branquias al formar flóculos de hierro en el epitelio branquial, obstruyéndolas y dañándolas (Jahan *et al.*, 2015). Los efectos del Cr en peces están asociados a alteraciones hematológicas, histológicas y morfológicas, inhibición y/o reducción del crecimiento, estrés oxidativo y función inmune deteriorada (Authman, 2015). Las alteraciones producidas por altas concentraciones de Cu se presentan en las branquias, los mecanorreceptores, los quimiorreceptores y otros tejidos, así como alteraciones morfológicas e histológicas en el hígado de peces expuestos al cobre (Wood, 2012; Authman, 2015). Los efectos del Ni en peces se han observado en las cámaras branquiales de algunas especies, donde ésta se obscurece y ocurre una acumulación de moco, así como cambios histológicos en la estructura de las branquias (Authman, 2015). En cuanto al Zn, se ha reportado la alteración de la captación de Ca^{2+} y otros iones en las branquias, además del retraso del crecimiento, alteraciones respiratorias y cardíacas, e inhibición del desove (Wood, 2012; Authman, 2015). Por último, la exposición a altas concentraciones de Mn disminuye los niveles de oxígeno en la sangre, así como afecta el crecimiento de los peces y la sobrevivencia en estadios tempranos (Partridge y Lymbery, 2009).

2. ANTECEDENTES

El phylum Mollusca es un gran representante de la diversidad de especies en el reino animal; Zhi- Qiang (2011) hizo una estimación de 117 358 especies descritas con una clasificación evolutiva descriptiva. Estas especies de invertebrados poseen mayor número de especies que los vertebrados (64 832), en los que están incluidos los peces (31 000) y los artrópodos (1,242,042) (Zhi-Qiang, 2011). México cuenta con una diversidad de moluscos marinos que está estimada en 4 643 especies, de las cuales 2 576 correspondientes a la costa del Pacífico y 2 067 al Golfo de México y del Caribe (Castillo-Rodríguez, 2014). En cuanto a peces en México, también es reconocido como un país con una gran diversidad, donde los peces constituyen el grupo de vertebrados con mayor riqueza de especies, ya que en la actualidad se conocen un total de 2 763 especies en el país, y las cuales actualmente representan aproximadamente el 9.8% del total de los peces conocidos en el mundo (Espinosa-Pérez, 2014).

2.1. Ecosistemas Acuáticos en México

Las zonas costeras se denominan comúnmente como las zonas de interacción o transición entre la tierra y el mar, en ocasiones hasta con los grandes lagos continentales. Las zonas costeras son distintas en dinámica, función y forma, y estas no se pueden definir con facilidad por límites espaciales estrictos, debido a que no existen límites naturales que marquen claramente las zonas costeras (FAO, 2005).

Los ecosistemas costeros son de los más productivos, pero también los más amenazados en el mundo; estos incluyen ecosistemas terrestres, áreas en donde el agua dulce y el agua de mar se mezclan, y las áreas costeras cercanas al litoral. En general, los sistemas costeros están definidos desde menos de 200 m de profundidad y hacia el interior de la tierra hasta 100 km o 50 m de elevación (Lara *et al.*, 2008).

2.1.1 Importancia de los Ecosistemas Acuáticos

Los ecosistemas costeros son una fuente importante de servicios a la sociedad humana, entre los cuales se encuentran la alimentación a través de las pesquerías, paisajismo en zonas de manglares (desarrollo del ecoturismo), amortiguamiento de la zona costera, regulación del clima, recreación en playas, entre otros. El dinamismo de la zona costera es producto de la interacción entre el continente, el océano y la atmósfera, convirtiéndose esta zona en un punto donde ocurren diversas actividades económicas de relevancia nacional e incluso global, como son la pesca y la acuicultura. Esta actividad económica produce una gran afectación sobre ambientes frágiles y de gran diversidad biológica. Así mismo, al no existir un modo ordenado de llevar a cabo esas actividades, ocasiona que se afecten entre ellas. Hoy en día las zonas costeras tienen una importancia estratégica desde diferentes puntos de vista, tal es el caso del desarrollo económico y de la seguridad nacional, ya que alberga una alta diversidad de actividades económicas, sin embargo, también se presentan conflictos por el uso y aprovechamiento de los recursos naturales como el suelo, el agua y el paisaje (Lara *et al.*, 2008).

2.1.2. Situación Actual de los Ecosistemas Costeros del Golfo de California

El Golfo de California, es una cuenca marina alargada con una superficie aproximada de 150 000 km², delimitada por las costas orientales de la Península de Baja California, Sonora, Sinaloa y Nayarit, y al sur por una línea imaginaria entre Cabo San Lucas, B. C. S. y Cabo Corrientes, Jalisco; el clima es árido con grandes cambios de temperatura diurnos y estacionales, así como una baja humedad, alta evaporación e intensa radiación. Es considerada una región importante por ser un área de transición entre las regiones biogeográficas tropical y templada, lo que ha favorecido una gran biodiversidad en esta eco-región. Asimismo, en esta área se encuentra la zona más grande de manglar del litoral del pacífico mexicano, cuya distribución va desde lagunas aledañas a la Isla del Tiburón hasta el sistema Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales (Flores-Verdugo *et al.*, 1992).

El Golfo de California es una ecorregión muy productiva, ya que posee gran biodiversidad. En sus 258 593 km² de superficie, con más de 900 islas protegidas para su conservación, es considerada la zona pesquera más importante de México (77% de la pesca del país se concentra en el Océano Pacífico y el 80% de ésta proviene del Golfo de California). En términos ecológicos, la biodiversidad es un sistema complejo y no lineal, derivado de las interacciones biológicas y los factores fisicoquímicos a lo largo del tiempo, y en diversos contextos geográficos, históricos y culturales. La problemática del Golfo de California está relacionada principalmente con: a) el cambio de uso de suelo, que provoca la deforestación de grandes extensiones de playa y áreas adyacentes, para el desarrollo de actividades turísticas, de la acuicultura del camarón y de desarrollos industriales; b) contaminación diversa, proveniente de efluentes industriales y municipales; c) sobrepesca, sobre todo en pesquerías del camarón y de anchoveta, que produce diversos problemas sociales en muchas zonas rurales (INE, 2000).

2.2. Contaminación de los Ecosistemas Costeros

La Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar definió el término de la contaminación como la aportación del hombre ya sea directa o indirectamente de sustancias o energía en el ambiente marino, con la probabilidad de que produzca afectaciones a la vida marina, peligros para la salud humana e impedimentos para la realización de actividades marinas (Shahidul y Tanaka, 2004). Particularmente, la determinación de niveles de contaminación por metales en los sistemas costeros de México tiene una gran importancia. En los últimos años se han generado varios estudios sobre la acumulación y distribución de metales y metaloides en organismos, que indican que la problemática de contaminación con estos elementos puede ser grave. Sepulveda *et al.*, (2020) determinaron los niveles de metales traza en la almeja chocolata (*Megapitaria squalida*) como organismo biomonitor, que es de amplio consumo humano, en dos sitios en la costa sureste del Golfo de California, México; encontraron que las concentraciones de cadmio (Cd) y plomo (Pb) en las almejas excedían los límites permitidos recomendados por las regulaciones sanitarias mexicanas, representando así una amenaza a la salud humana. Por otro lado, Gongora *et al.*, (2018) cuantificaron Cd y Pb en el callo de hacha (*Atrina maura*), también

de consumo humano, proveniente de una granja del sureste del Golfo de California y reportaron que las concentraciones promedio en peso húmedo de los dos metales sobrepasaron los límites permitidos por la regulación sanitaria de la Norma Oficial Mexicana (NOM-242-SSA1-2009). En otro estudio, Martínez *et al.*, (2018) determinaron concentraciones de mercurio (Hg) en peces de tres lagunas costeras en el sureste del Golfo de California, y encontraron que los niveles más altos de Hg en el músculo de una de las especies representaron un riesgo para los consumidores en relación a los niveles del elemento. Paez-Osuna *et al.*, (2015) evaluaron el contenido de metales en los tejidos comestibles de *Crassostrea corteziensis* de 8 lagunas costeras del sureste del Golfo de California; encontraron que algunos metales pueden presentar un riesgo a la salud, por contaminación por estos elementos, al consumir estos organismos.

2.2.1. Fuentes Naturales de Contaminación en los Ecosistemas Costeros

Las fuentes naturales de metales y metaloides son derivadas de eventos como el intemperismo (ocasionado por el viento, los ciclos de mareas, los huracanes, entre otros) y las emisiones volcánicas. Teniendo en cuenta el destino que puede tener el material intemperizado, se forman tres tipos de productos básicos de la desintegración y descomposición de materiales de la corteza terrestre: a) el material detrítico que puede ser erosionado y transportado a zonas de deposición que pueden ser temporales o finales; b) el material soluble o particulado que es incorporado a los sistemas hidrológicos y mantenido en forma soluble o en suspensión coloidal hasta que reacciona químicamente para formar sólidos o interaccionar físicamente para constituir masas coloidales más grandes; y c) el material detrítico, soluble y en suspensión que permanece en el sitio de intemperización o en las cercanías de éste y se desarrolla como parte del suelo residual (Huerta-Díaz y Morse, 1990).

La movilización de los metales intemperizados está relacionada con la naturaleza de la roca original, el proceso químico que actúa y por último las condiciones físicas y químicas que se tienen en el ambiente (Huerta-Díaz y Morse, 1990; Páez-Osuna, 2005). El intemperismo natural de las rocas y suelos de la corteza terrestre lleva al establecimiento de los niveles básicos o de referencia, pero en algunas regiones existen zonas específicas donde se tienen depósitos de

minerales en los que se encuentran concentraciones altas de ciertos metales, que hacen que se conviertan en redituables desde un punto de vista económico (Páez-Osuna, 2005).

2.2.2. Impacto de las Actividades Antropogénicas en los Ecosistemas Costeros

Las diversas actividades humanas han producido contaminación por el uso de varios tipos de sustancias como plaguicidas, gases de efecto invernadero, productos derivados del petróleo, metales, entre muchas otras. Las actividades industriales que más contaminan con metales y metaloides se agrupan en los procesos metalúrgicos o minerometalúrgicos, la producción de cemento, la quema o combustión de combustibles fósiles, la utilización de metales y metaloides para fabricar componentes y la lixiviación de estos elementos desde los sitios con desechos sólidos y basura (Páez- Osuna, 2014).

Existe una gran cantidad de efluentes industriales que contribuyen al enriquecimiento de los metales en el ambiente costero, y según el tipo de industria se involucra a diferentes metales, por ejemplo, la industria del papel y la celulosa se relacionan con el cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), Pb y zinc (Zn); la petroquímica con el Cd, Cr, fierro (Fe), Hg, Pb, estaño (Sn), vanadio (V) y Zn; la producción de fertilizantes con Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, manganeso (Mn), Pb, Ni, Sn, V y Zn; la industria del acero con Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, Ni, Sn, V y Zn; la producción de cemento con Cr, V y Zn; la textil y las tenerías con Cr; y las termoeléctricas con Cr, Cu y Zn; la minería con Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, molibdeno (Mo), plata (Ag), Hg, Sn, antimonio (Sb) y Cd (Páez- Osuna y Frías Espericueta, 2001). En los ecosistemas costeros, estos contaminantes se distribuyen principalmente en la columna de agua, el agua intersticial, el material suspendido, los sedimentos depositados y la biota. Sin embargo, los sedimentos y la biota son los principales reservorios de los desechos que transportan metales y metaloides (Páez- Osuna, 2014).

2.3. Metales y Metaloides en los Ecosistemas Costeros

Los metales son elementos químicos de origen natural y antropogénico que, a diferencia de otras

sustancias contaminantes, son constituyentes de la corteza terrestre y de los seres vivos (Páez-Osuna y Frías Espericueta, 2001). En los siguientes apartados se describen algunas de sus características principales, así como su clasificación y toxicidad.

Cuando los metales se encuentran en el ambiente acuático, se reparten entre los diversos compartimentos del medio, es decir, agua, sólidos en suspensión, sedimentos y biota. El metal en el medio acuático puede estar presente en diferentes formas: disuelta, particulada o compleja. Los procesos que rigen la distribución y el reparto son, la dilución, dispersión, sedimentación y adsorción o desorción, pero también, pueden ocurrir algunos procesos químicos (Al Naggar *et al.*, 2018). Los sedimentos son considerados el depósito final de los metales, ya que poseen componentes con muy alta afinidad a estos elementos (Tessier *et al.*, 1979; Mahan *et al.*, 1987). La movilización de los metales puede ocurrir a partir de estos reservorios, dependiendo de las condiciones fisicoquímicas del medio acuático (Tessier *et al.*, 1979; Florence, 1982; Mahan *et al.*, 1987). Además, en los sedimentos, bajo condiciones reductoras y anaeróbicas, también ocurre la transformación de algunos metales como Hg y Sn (metilación y etilación) (Herreweghe *et al.*, 2002; Prego y Cobelo-García, 2003), especies químicas orgánicas que en la mayoría de los casos son más tóxicas que las formas inorgánicas (Río-Segade y Bendicho, 1999). En el caso de la biota, los metales y metaloides se incorporan a los organismos acuáticos por las branquias, por absorción directa a través de la piel o por la ingestión de alimentos de manera directa o por filtración (Simkiss y Taylor, 1989). Algunos organismos han desarrollado mecanismos fisiológicos específicos de tolerancia a ciertos niveles de estos elementos sin experimentar efectos letales, dependiendo de la concentración y del tiempo de exposición (Cherian, 1989; Chou *et al.*, 2002). La toxicidad de estos también está en función de factores como la exposición, la especie química del elemento, la susceptibilidad de cada organismo y/o tejido, hábitos alimenticios, la talla y la edad, entre otros (Phillips y Rainbow, 1994; Reinfelder *et al.*, 1998).

2.3.1. Definición y Clasificación de los Metales y Metaloides

Los metales y metaloides son definidos como elementos químicos que cuentan con una densidad específica superior a los 3.5 g/cm^3 , estos son un grupo de elementos con pesos atómicos que varían

entre 63.546 y 200.590, y que también son caracterizados por poseer una distribución electrónica externa similar (Páez-Osuna, 2005). Son constituyentes naturales de rocas, suelos, sedimentos y organismos, y sus fuentes naturales son la erosión y las erupciones volcánicas (Cervantes y Moreno, 1999). Sin embargo, las concentraciones de estos elementos en los diferentes reservorios han aumentado significativamente en los últimos años debido a las actividades humanas como la minería, la industria alimenticia, la industria automotriz y la industria manufacturera (Callender, 2003; Páez-Osuna, 2005).

Actualmente existen diversas clasificaciones de los metales, pero la más ampliamente utilizada es la de metales esenciales y no esenciales. Los metales esenciales son aquellos que son necesarios para las funciones biológicas de un organismo, y que por lo tanto en su ausencia produciría cuadros patológicos (Cornelis y Nordberg, 2007). De acuerdo a Cuadrado-Vives (2002), algunos elementos como el Fe, Zn, Mn, Cr, Cu y Ni son microconstituyentes esenciales para funciones orgánicas y son elementos estructurales, estabilizadores de estructuras biológicas, componentes de mecanismos de control y activadores de los sistemas Redox. Siendo estos esenciales para el organismo, su deficiencia causa efectos adversos ya que no se pueden realizar las funciones metabólicas en las que intervienen.

Los metales no esenciales son aquellos que no se requieren para las funciones en un organismo. En esta clasificación se encuentran el Cd, Hg, As, Sn y talio (Ta). Sin embargo, tanto los metales esenciales como los no esenciales pueden llegar a ser tóxicos para los organismos cuando estos sobrepasan ciertos niveles, pudiendo producir alteraciones funcionales y llegando a bioacumularse en los organismos de los diferentes niveles tróficos (Callender, 2003; García y Dorronsoro, 2005).

2.3.2. Acumulación y Toxicidad de los Metales y Metaloides en Organismos Acuáticos

La acumulación y transferencia de los metales y metaloides en los ecosistemas no está determinada solamente por la abundancia y disponibilidad de los metales en la corteza terrestre, sino también por las transformaciones que sufren estos elementos a consecuencia de las alteraciones fisicoquímicas y biológicas que provocan y/o aceleran las actividades humanas

(Chang *et al.*, 1996; Páez-Osuna, 2005). La toxicidad de los metales está influenciada por los factores abióticos y biológicos. Los primeros son todos aquellos parámetros que afectan a la especiación química de los metales (pH, salinidad, potencial Redox, presencia de materia orgánica, entre otros), con la presencia de otros metales y de otros contaminantes (por ejemplo, plaguicidas e hidrocarburos). Por otro lado, los factores biológicos que influyen o se relacionan con los efectos de los metales son inherentes a los organismos, como son la edad, talla, peso, sexo, estadio, madurez gonádica, capacidad de adaptación, hábitos alimenticios, entre otros (Chang *et al.*, 1996; García y Dorronsoro, 2005; Páez-Osuna, 2005).

Las propiedades químicas de los metales y metaloides se relacionan con su configuración electrónica, por lo tanto, la toxicidad estará influenciada por el estado de oxidación. Los iones metálicos libres generalmente son las especies más tóxicas por la facilidad que tienen para interactuar, mientras que los metales en complejos fuertes y asociados a partículas coloidales, son poco tóxicos. El pH del medio en los ecosistemas acuáticos, modifica el número de oxidación de los metales, por lo que puede incrementar el potencial tóxico de los mismos. El potencial Redox también tiene efecto en el estado de oxidación de los metales, por lo que la disponibilidad y la movilización de ciertos metales, y por ende su toxicidad, ocurren bajo ciertas condiciones de esta variable (Huerta-Díaz y Morse, 1990; Chang *et al.*, 1996; Páez-Osuna, 2005).

La toxicidad de los metales puede manifestarse en los organismos aún a concentraciones consideradas bajas. Los efectos se pueden reflejar desde problemas de crecimiento hasta mortandad de las especies (Rainbow, 2002). Sin embargo, algunos organismos han desarrollado mecanismos fisiológicos específicos de tolerancia a ciertos niveles de metales sin experimentar efectos observables, dependiendo de la concentración y del tiempo de exposición (Chang *et al.*, 1996; Rainbow, 2002). Los metales acumulados en los organismos pueden ser catalogados en dos categorías: la fracción metabólicamente disponible y la que no se encuentra disponible para funciones metabólicas esenciales y/o de efecto adverso. Los efectos tóxicos se manifiestan entonces, cuando se rebasa la capacidad del organismo para atrapar en forma inerte a estos elementos; estos efectos pueden ser subletales, pero eventualmente ser letales, los cuales pueden ocurrir en cualquier etapa del patrón de acumulación de estos elementos (Rainbow, 2002).

Los efectos subletales son aquellos que se manifiestan por la exposición prolongada del organismo a concentraciones bajas de metales, que no ocasionan la muerte de manera inmediata, en cambio, progresivamente pueden ocasionar alteraciones en el funcionamiento normal del sistema

biológico del organismo (Chang *et al.*, 1996). Estas alteraciones se manifiestan cuando el proceso de intoxicación ha avanzado a grado tal que los mecanismos homeostáticos no pueden mantener las funciones celulares normales (Rainbow, 2002; Carmona-Ortiz, 2009). En cambio, los efectos letales se producen por exposiciones del organismo a concentraciones de metales tales, que causan la muerte en periodos cortos de tiempo; o bien, a concentraciones inferiores a estas, pero por períodos de exposición relativamente largos (; Rainbow, 2002).

2.4. Organismos Biomonitores de la Contaminación con Metales y Metaloides en los Ecosistemas Costeros

La acumulación de los metales se localiza en distintos tejidos de los organismos, en base a los factores físicos, químicos y biológicos (Phillips, 1980; Rainbow, 2002). La determinación de las concentraciones de estos elementos directamente en la biota, puede indicar la fracción de metal que se encuentra disponible y que puede causar efectos sobre los organismos al ingresar o involucrarse en los diferentes procesos metabólicos (Rainbow, 2002). En general, el objetivo de los biomonitoreos es la medición cuantitativa de cambios en los sistemas biológicos debidos a la exposición y/o dosificación con sustancias xenobióticas (Wolterbeek, 2002). Estos cambios están referidos al organismo, su población y sus relaciones con los otros niveles de las cadenas tróficas. Los cambios en el organismo ocurren a nivel celular, bioquímico, molecular y/o fisiológico, y son cuantificados en células, fluidos biológicos, tejidos y/u órganos (Phillips, 1980; Rainbow, 2002; Wolterbeek, 2002).

Los organismos biomonitores requieren cumplir con determinadas características de los mismos que permitan hacer inferencias correctas y exactas sobre la calidad ambiental de los ecosistemas, debido a que una selección equivocada puede hacer la investigación infructuosa. Es así como se han recomendado algunos criterios para la selección de un organismo biomonitor (Rainbow, 2002; Wolterbeek, 2002):

- Capacidad de acumular altos niveles del contaminante.
- Que su forma de vida sea sedentaria o con migración corta (dentro del área de estudio).
- Que tenga amplia abundancia en la zona de estudio.

- Que sea lo suficientemente longevo para permitir el muestreo de una o más clases de edad en caso de ser necesario.
- Que tenga una talla razonable de manera que proporcione el tejido suficiente para realizar los análisis.
- Que sea fácil de muestrear, de transportar y de manipular.
- Que presente una buena relación dosis-respuesta.
- Que esté disponible a lo largo del año.
- Que tenga la habilidad de soportar una amplia gama de condiciones climáticas y ambientales.
- El organismo debe ser preferentemente de importancia comercial y económica, por ejemplo, en casos donde se complementará con estudios de riesgos a la población humana.
- Que no existan impedimentos legales para la colecta y transporte de muestras.

No se tiene un organismo que sea ideal para los estudios de biomonitorio de metales, pero existen individuos que cumplen con muchas de las características requeridas, y para la selección del organismo se hace generalmente en función de la naturaleza del estudio y de cómo estas características se adecuan al mismo (Wolterbeek, 2002).

2.4.1. Los Moluscos Bivalvos Como Biomonitores

Los moluscos bivalvos han sido utilizados para evaluar los niveles de concentración de metales y metaloides en los ecosistemas marinos, en especial ciertos géneros y especies, así como los mejillones y las ostras, se han estudiado ampliamente en aguas templadas (Boening, 1999). De acuerdo a Saiz-Salinas *et al.*, 1996, la concentración de metales en estos organismos ayuda a proporcionar una medida integrada de la biodisponibilidad del metal, la cual responde esencialmente a una fracción de la carga ambiental total que tiene relevancia ecotoxicológica directa (Rainbow y Phillips, 1993).

Existen muchos estudios de biomonitorio de la contaminación con metales usando moluscos bivalvos (Boening, 1999; Türkmen *et al.*, 2005; Sarkar *et al.*, 2008; Kumar y Singh, 2011;

Miedico *et al.*, 2013; Duysak y Ersoy, 2014; Guangyuan, 2017; Góngora *et al.*, 2018) debido a sus características biológicas y hábitos alimenticios (Rainbow, 1993; Phillips y Rainbow, 1994). Poseen varias características que los hacen atractivos para estudios de contaminación con metales y metaloides: habitan en áreas costeras y estuarios que son más susceptibles a la contaminación, son sedentarios, son lo suficientemente longevos para estudios estacionales y de varios años, están ampliamente distribuidos en los ecosistemas marinos, son fáciles de muestrear y poseen mecanismos limitados de eliminación de muchos contaminantes (Szefer *et al.*, 1998). Algunas especies de moluscos indican los niveles de contaminación con estos elementos en los ecosistemas, mostrando cambios en las concentraciones en proporción a las que están presentes en el medio ambiente, por lo que puede ser una medición indirecta de los posibles efectos sobre la salud (Bervoets y Blust, 2003).

2.4.2. Los Peces como Biomonitores

Los ecosistemas acuáticos son poseedores de una gran diversidad de especies que son susceptibles en diferente grado a la contaminación con metales, presentando efectos en la estructura de las comunidades y/o la función biológica de una o más especies. Los peces tienen la capacidad de proporcionar información de los cambios físicos y químicos en el agua y los sedimentos de un cuerpo de agua, y algunas especies tienen un intervalo muy amplio de tolerancia hacia las altas concentraciones de metales, por lo que pueden revelar información de su exposición en diversos grados (Wolterbeek, 2002).

La acumulación de los metales está determinada por un balance entre la ingesta, la eliminación y el crecimiento del organismo (Mackay y Fraser, 2000). En los peces se presentan variaciones en la acumulación de metales en los diferentes órganos, en función de la actividad que desarrolla cada uno; las mayores concentraciones de estos elementos se han reportado en el hígado seguido del riñón, las branquias, el músculo, la piel y el esqueleto (Páez-Osuna, 2005). Wolterbeek (2002) propone que, para medir impactos ambientales, se requiere el análisis de los organismos completos ya que reflejan la acumulación total del metal, de acuerdo a un modelo cinético, como un indicador directo del grado de exposición.

Los peces de interés comercial y económico son especialmente utilizados como biomonitores de la contaminación con metales, por la evaluación del riesgo a la salud de la población; por lo tanto, es más importante determinar la concentración de metales en el tejido muscular, debido a que es el tejido el que se consume como alimento. Es por ello que existen muchos estudios de biomonitoreo de la contaminación con metales y metaloides utilizando peces (Wong *et al.*, 2001; Sarkar *et al.*, 2006; Cacador *et al.*, 2012; El-Moselhy *et al.*, 2014; Rahmanpour *et al.*, 2014; Authman, 2015; Liu *et al.*, 2015; Abdel, 2015). Cuando en un ecosistema costero existen varias especies de peces con características biológicas diferentes, el biomonitoreo con una batería de organismos permitirá evaluar más eficientemente el impacto de las actividades antropogénicas que se desarrollan en sus alrededores o el impacto de fuentes naturales de contaminantes (Wolterbeek, 2002).

3. HIPÓTESIS

Los niveles de acumulación de los metales Cu, Mn, Fe, Ni, Cr y Zn en los moluscos bivalvos almeja china (*Chione gnidia*) y almeja pata de mula (*Anadara tuberculosa*), y en el pez lisa (*Mugil cephalus*), reflejarán en diferente grado el impacto de las actividades antropogénicas que se desarrollan en los alrededores de la Laguna El Tóbari, Sonora, México, considerando los ciclos de cultivos agrícolas y acuícolas, los hábitos alimenticios y las características biológicas de las tres especies.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

Evaluar los niveles de acumulación de los metales Cu, Mn, Fe, Ni, Cr y Zn en los moluscos bivalvos almeja china (*Chione gnidia*) y almeja pata de mula (*Anadara tuberculosa*) y, en el pez lisa (*Mugil cephalus*), obtenidos de la Laguna El Tóbari, Sonora, México

4.2. Objetivos Específicos

1. Determinar el estado de salud de las tres especies recolectadas en la Laguna el Tóbari, a través de los índices de condición para bivalvos y el factor de Fultón en la lisa.
2. Cuantificar los niveles de Cu, Mn, Fe, Ni, Cr y Zn en ejemplares de almeja china (*Chione gnidia*), almeja pata de mula (*Anadara tuberculosa*) y en el pez lisa (*Mugil cephalus*), recolectados en la Laguna El Tóbari, Sonora.
3. Comparar las variaciones estacionales en las concentraciones de los metales, obtenidas en las especies monitoreadas, y relacionarlas con las posibles fuentes de contaminación en la Laguna El Tóbari, Sonora.
4. Estimar los posibles riesgos a la salud por el consumo de los tres organismos, asociados a los niveles de contaminación con metales.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de Estudio

La zona de estudio es el complejo lagunar El Tóbari, que sus características ambientales lo convierten en un sistema de humedal con las propiedades de un estuario mezclado, que en algunas ocasiones llega a funcionar como un antiestuario, esto es debido a que las salinidades son más altas al interior de la bahía que en la porción marina, y en otras como estuario.

El Tóbari se comunica con el Golfo de California a través de dos bocabarras, la ubicada en el norte tiene una amplitud aproximadamente de 1.2 km y la sur de 940 m. En la parte norte se observa una particularidad en la boca donde se forma un delta, el cual ocasiona un bajo que divide la circulación o comunicación bahía-mar a dos canales. La profundidad promedio es de 1.4 m. Las zonas profundas se dan en los canales principales de acceso a las bocas, con profundidades de 5 m en la boca norte y 8 m en la boca sur. Se ubica entre los 26° 54' y 27° 10' de latitud norte y los 109° 50' y 110° 24' de longitud oeste (Figura 1). Se encuentra rodeada casi del todo por la isla Huivulai y se comunica al sureste con el estero Burabampo en su porción más sureña. La extensión de la laguna es de aproximadamente 8,274 ha, aunque dicha superficie varía en función de los niveles de inundación.

De acuerdo a lo mostrado en las cartas de climas de INEGI con la clasificación climática de Koppen, modificada por García (1988), el clima que se presenta en la zona de estudio es del tipo BW(h')hw, el cual es correspondiente a un tipo de clima muy seco (BW), con lluvias en verano, invierno y escasas todo el año; subtipos muy secos, muy cálidos y cálidos, con lluvias de verano. En el caso de las lluvias, el promedio en el valle fluctúa de los 200 mm a los 500 mm al año, ya que la zona está ubicada entre las isoyetas de 200 y 600 mm, según la posición con respecto al mar, en las partes más bajas con cercanía al mar como el área de estudio, el promedio de precipitación de los últimos 10 años ha fluctuado alrededor de los 210 mm.



Figura 1. Área de estudio en el sistema lagunar El Tóbari, Golfo de California, con los sitios de muestreo de los organismos biomonitores.

En términos generales la temperatura media anual en el Sur del estado en el área del Valle del Yaqui es de 22.8°C, donde las mínimas varían de -5°C a 0° C y las máximas de 39°C a 43.6°C. Las temperaturas máximas suelen presentarse normalmente en los meses de julio, agosto y septiembre y las mínimas en diciembre, enero y febrero.

De acuerdo a la información consultada de INEGI (1990) los tipos de suelos de la zona de estudio presentan una gran uniformidad en ambas riberas de El Tóbari. Se localizan dos tipos de suelos predominantes; Xerosoles Luvicos y Yermosoles Luvicos, estos son suelos alcalinos con un alto contenido de sales en alguna capa a menos de 125 cm de profundidad.

5.2. Colecta y Procesamiento de las Muestras

El muestreo se ajustó a un diseño completamente al azar y se realizaron 2 recolectas por año, durante los meses de marzo y diciembre del 2018, y marzo y noviembre del 2019. Los organismos de la almeja china, almeja pata de mula y lisa se colectaron en las áreas de mayor biodiversidad en la Laguna El Tóbari, principalmente en la zona norte y la orilla interna de la isla Huivulai. Se recolectaron 20 ejemplares de cada especie, en tres sitios del ecosistema, por buceo libre para las almejas y una red atarrayera de 4 cm de tamaño de malla para la lisa.

Las muestras fueron colocadas en bolsas de plástico, selladas debidamente, etiquetadas y guardadas en hieleras a 4°C, para ser transportadas al Laboratorio de Ecotoxicología del CIAD Hermosillo. Las muestras fueron lavadas exhaustivamente con agua de la llave y al final con agua bidestilada. Los organismos fueron pesados y se midieron el largo, ancho y alto de las conchas, y el largo total de las lisas. Posteriormente fueron liofilizadas (a -48°C y 32×10^{-3} mbar) por 72 h, y homogenizadas con un mortero de ágata. Finalmente se almacenaron a -25°C para su posterior procesamiento y análisis.

5.3. Digestión de las Muestras y Cuantificación de Metales

Las muestras biológicas liofilizadas y homogenizadas fueron digeridas mediante vía húmeda en una placa de calentamiento acondicionada con un lecho de arena, utilizando vasos de digestión lineal. Se pesaron 0.25 ± 0.003 g de muestra en un vaso de digestión y se adicionaron 5 mL de ácido nítrico (HNO₃) concentrado, se calentaron a 120°C por 5 h. Posteriormente, las muestras digeridas fueron aforadas a 50 mL y transferidas a recipientes de plástico previamente acondicionados con HNO₃. Se corrieron blancos de muestra, blancos reactivos y una muestra certificada (músculo de pez perro DORM-2, del Consulado Nacional de Investigación de Canadá) como controles de calidad analíticos.

La cuantificación de los metales (Cu, Fe, Ni, Cr, Mn y Zn) se realizó por Espectrofotometría de Absorción Atómica (Varian Modelo SpectrAA-240 FS) usando flama aire-acetileno-óxido

nitroso, bajo las condiciones establecidas por el fabricante (Agilent, 2017).

5.4. Índice de Condición

El Índice de Condición (IC) en las dos especies de almeja se calculó usando la ecuación reportada para bivalvos de la especie *Mytilidae spp.*, que se considera refleja los efectos de los contaminantes metálicos y otros, sobre el desarrollo y crecimiento de los organismos (Benali *et al.*, 2015; Kanduc *et al.*, 2018; Zeng y Yang, 2020):

$$IC = [\text{Peso húmedo tejido blando (g)}/\text{Peso total (g)}] * 100$$

El IC es una medición ecofisiológica que refleja el estado de salud del organismo, ya que resume la actividad fisiológica bajo las condiciones de estrés (contaminantes, temperatura, salinidad, disponibilidad de alimento, ciclo reproductivo, principalmente) en el que se desarrolla. Particularmente, las concentraciones de metales se correlacionan inversamente con el IC (Kanduc *et al.*, 2018).

El Factor de Condición o de Fulton (K) para las lisas se calculó utilizando la ecuación:

$$K = [\text{Peso total (g)}/(\text{Longitud total (cm)}^3)] * 100$$

Este factor se considera que refleja el estado o condición de salud del individuo, en relación a las condiciones ambientales y de contaminación del ecosistema de estudio (Ricker, 1975). En las pesquerías y acuicultura de especies de peces, se calcula para conocer el grado de desarrollo de los organismos y si pueden ser explotados con fines comerciales (Abobi, 2015). Valores de $K < 0.8$ indican individuos con bajo desarrollo o muy delgados (afectados por la contaminación, por malas

condiciones de salud y/o por el desove o por condiciones ambientales como la temperatura), valores de $K \sim 1$ indican una condición normal del pez y valores de $K > 1.2$ indican individuos con exceso de peso (valores ideales para la comercialización) (Ricker, 1975; Abobi, 2015).

5.5. Riesgos Aparentes

Para estimar el riesgo aparente (RA) por el consumo de las tres especies estudiadas de la Laguna el Tóbari, se utilizaron los datos de concentración obtenidos en los 4 muestreos. Además, se utilizaron los datos de consumo anual per cápita, 0.19 kg/año almeja y 0.17 kg/año lisa, transformados a consumo diario (g/día) tomados del Anuario estadístico 2018 (CONAPESCA, 2018; Cuadro 1) y pesos corporales de ambos sexos (OMS, 2016: Cuadro 2), y las dosis de referencia (RfD) para Cu, Fe, Mn, Zn, Ni y Cr obtenidas del Sistema de Información de Riesgos Integrados de la EPA (US-EPA, 2007) señalados en el Cuadro 3; el cálculo se hizo mediante la siguiente ecuación (Zhuang *et al.*, 2014):

$$RA = (I_d)(C_{\text{metal}})/(RfD)(PC)$$

Donde I_d es la ingesta diaria del producto marino (g día^{-1}), C_{metal} es la concentración promedio del metal en el organismo en peso húmedo (mg kg^{-1}), RfD es la dosis de referencia para el metal ($\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y PC es el peso corporal (kg). Se considera que si $RA < 1$, no existe un riesgo aparente para la población con respecto a ese contaminante en determinada especie, mientras que si $RA > 1$ significa que existe un riesgo para la salud de la población por el contaminante (Zhuang *et al.*, 2014).

Cuadro 1. Datos de ingesta anual de almejas y pescado, de la población nacional (CONAPESCA, 2018).

Alimento	(g/día)
Almeja (china y pata de mula)	0.5206
Lisa	0.4658

Cuadro 2. Datos de los pesos corporales para hombre y mujer (OMS, 2016).

Peso corporal	Hombre	Mujer
Normo peso	70 kg	55 kg
Sobrepeso	84 kg	67 kg
Obesidad	90 kg	75 kg

Cuadro 3. Dosis de referencia para los 6 metales ($\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$) USEPA (2021)

Metal	Dosis de referencia ($\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$)
Fierro	0.700
Manganeso	0.140
Zinc	0.300
Cobre	0.040
Cromo	0.003
Níquel	0.020

5.6. Diseño de Experimentos y Análisis Estadístico

5.6.1. Pretratamiento de Datos.

Las muestras obtenidas para cada especie se dividieron en 4 grupos, de acuerdo al mes y año de

recolecta, quedando de la siguiente forma: marzo de 2018, diciembre de 2018, marzo de 2019, noviembre de 2019. Para evaluar si los datos del índice de condición (IC) y las concentraciones de los metales en los organismos de cada especie cumplían con los supuestos estadísticos de normalidad y homocedasticidad de varianza entre grupos, se realizaron pruebas de Shapiro-Wilk y de Bartlett, respectivamente. Cuando no se cumplieron con los supuestos estadísticos, los datos fueron transformados a $\text{Log}_{10}(x+1)$ para utilizar estadística paramétrica en sus comparaciones, si aún transformados, los datos no cumplían los supuestos, las comparaciones se realizaron mediante estadística no paramétrica, utilizando los datos originales.

5.6.2. Análisis de Índice de Condición

Se utilizó un análisis de varianza de 1 vía por cada especie, para evaluar si existieron diferencias en la salud de los organismos, inferida por el índice de condición, dependiendo de la época y año de recolecta. Los grupos con diferencias significativas fueron identificados mediante la prueba de Tukey-Kramer. (Zar, 1999). Para evaluar el posible efecto de las concentraciones de metales (variables predictoras) sobre el índice de condición de las especies (variable respuesta), se utilizaron análisis de regresión múltiple. Este análisis permite conocer el comportamiento de las variables, es decir, determinar cómo es que interactúan una variable dependiente y las variables independientes identificando el grado de significancia y de correlación que existe entre las variables objeto de estudio y en base a eso predecir a futuro el comportamiento de la variable dependiente (Silva-Rodríguez, 2020). La elección de la combinación de variables predictoras que mejor describieran el comportamiento del índice de condición se realizó mediante la comparación de distintos modelos, desde el más simple (el comportamiento del índice de condición es debido al azar) hasta el más completo (todos los metales tienen efecto sobre el comportamiento del índice de condición) y se eligió el mejor modelo, de acuerdo con el criterio de Akaike (Akaike, 1974).

5.6.3. Variación en los Patrones de Contaminación.

Si después de la transformación, los datos de concentración cumplieron los supuestos estadísticos, se realizaron análisis de varianza de 1 vía para comparar las concentraciones de cada metal entre los grupos de época-año de recolecta (Arce Peinado, 2019), en caso contrario, dichas comparaciones se realizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Marquez *et al.*, 2008). Estos análisis se realizaron en el programa NCSS 2021, considerando un nivel de significancia de 0.05 (Marquez *et al.*, 2016).

Para identificar posibles asociaciones en la distribución de metales, para cada especie se realizaron análisis de correlación de Spearman entre las concentraciones de metales, para posteriormente describir los pares de metales con relaciones significativas (Tuñon-Pineda *et al.*, 2020). Posteriormente, para visualizar posibles patrones de variación en las concentraciones de metales a través de los grupos de mes-año de recolecta, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para cada especie. Este análisis multivariado es recomendado cuando existen algunas variables que pueden explicar la acumulación y distribución de metales en los organismos, por lo que se obtienen datos de más de una variable de respuesta. El análisis multivariado es un conjunto de procesos estadísticos que cumplen con el propósito de analizar e interpretar las relaciones entre distintas variables de manera simultánea, por medio de la elaboración de modelos estadísticos complejos que permiten distinguir la manera en que cada una de las variables independientes contribuyen en el sistema de relaciones, logrando así, describir, explicar o predecir los fenómenos que son objeto de interés para la investigación (Meneses, 2019).

Para evaluar el efecto de la época y año de recolecta en los patrones de bioacumulación de todos los metales analizados, para cada una de las especies se realizó un análisis de varianza multivariado de un factor (PERMANOVA), comparando entre los grupos de época-año de recolecta (Anderson *et al.*, 2008). Los valores de probabilidad (p) fueron obtenidos utilizando 999 permutaciones, en un nivel de significancia de $p < 0.05$. Posteriormente, se utilizó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER, corte a 90% de aporte), para identificar el orden de importancia de cada metal por especie, entre los grupos de mes-año, en términos de ocurrencia y concentración (Clarke, 1993). Estos análisis se realizaron en el programa Primer v6 + PERMANOVA (Clarke y Warwick 2001).

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las siguientes figuras se presentan y discuten los índices de condición de las tres especies estudiadas, así como las concentraciones de metales determinadas en los organismos completos de las especies *C. gnidia*, *A. tuberculosa* y *M. cephalus*. El biomonitoreo de la contaminación con metales utilizando especies de moluscos en ecosistemas marinos se ha realizado desde hace muchos años; sin embargo, se tiene muy poca bibliografía con las especies de bivalvos consideradas en este estudio; por lo tanto, se discutirá con especies con características similares y de consumo humano. En el caso de la lisa, hay mucha más bibliografía sobre su uso como organismo biomonitor en la contaminación de metales.

6.1. Índice de Condición de los Organismos

En la Figura 2 se presentan los valores promedio del índice de condición en cada muestreo para almeja china y la almeja pata de mula. Para el caso de almeja china, se puede observar que el índice de condición mostró diferencias estacionales ($F = 8.08$, $p < 0.05$), con el valor mayor durante el muestreo de marzo 2018 (IC = 33); el IC tendió a reducirse del primer al último muestreo, con el menor valor en el muestreo de noviembre de 2019 (IC = 23). Para el caso de almeja pata de mula, el IC también tuvo variaciones estacionales ($F = 11.91$, $p < 0.05$), con una tendencia a aumentar de manera gradual de un muestreo a otro, teniendo el valor máximo en noviembre 2019 (IC = 48) y el mínimo en marzo de 2018 (IC = 31). El IC es una medición del estado de salud de los organismos por diversos factores como la nutrición, el ciclo reproductivo, el estado fisiológico, el desarrollo y el nivel de contaminación (Lucas y Beninger, 1985; Castillo-Durán *et al.*, 2013; Chávez-Villalba *et al.*, 2019). Es decir, si hay factores ambientales que indican sobre la actividad reproductiva, la calidad y disponibilidad de los nutrientes, la relación peso concha/masa tejido blando, la cantidad y toxicidad de contaminantes, entre otros, el IC tendrá variaciones relacionadas con el grado de afectación por tales factores (Lucas y Beninger, 1985; Chávez-Villalba *et al.*, 2019). Según algunos autores (Castillo-Durán *et al.*, 2013; Arce-Peinado *et al.*, 2018; Chávez-Villalba *et al.*, 2019), los

ciclos reproductivos de las almejas varían entre 6 y 9 meses, y alcanzan su desarrollo gonadosomático máximo en noviembre, por lo que los índices de condición mayores en las dos especies pueden estar relacionado con sus ciclos reproductivos.

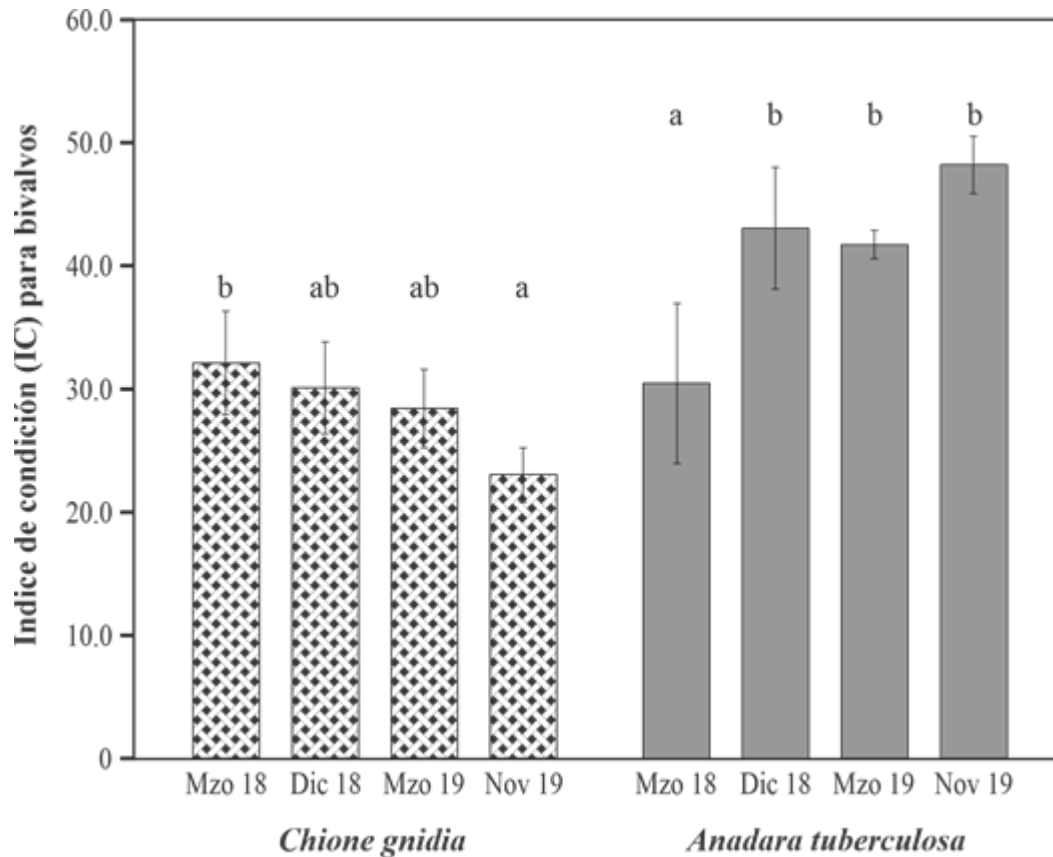


Figura 1. Índice de condición (IC) en la almeja china y la almeja pata de mula, durante los 4 muestreos en El Tóbari.

Castillo-Durán *et al.* (2013) estudiaron las variaciones temporales del IC en la almeja *Chionista fluctifraga* en relación a su ciclo reproductivo, desarrollo y madurez; reportaron un intervalo del IC de 12–35, donde asociaron los valores menores a un bajo crecimiento de los organismos, mientras que los valores mayores fueron asociados a una mayor madurez reproductiva. En otro estudio del IC y talla de la almeja *C. fluctifraga*, se reportaron intervalos del IC de 18-33 para tamaño pequeño, de 19.5-30.5 para tamaño mediano y de 14-22 para tamaño grande; reportaron que las tres tallas tuvieron una alta correlación con la temperatura, y la talla grande correlacionó además con la cantidad de oxígeno disuelto en el agua (Chávez-Villalba *et al.*, 2019). También,

Chiesa *et al.*, (2018) estimaron el impacto en el IC por la contaminación por metales (Cr, Ni, Zn, As, Cd, Pb y Hg) en almejas de Manila (*Ruditapes philippinarum*), obteniendo intervalos de IC de 0.063-0.08; indicaron que los valores determinados no indicaron una reducción de la condición general debido al contenido de metales. En otro estudio realizado por D'costa *et al.* (2018) determinaron el IC en la almeja de la especie *Meretrix casta*, y su afectación por la presencia de diversos contaminantes (entre ellos metales), en dos épocas contrastantes; reportaron un intervalo de IC de 0.23–0.24, y concluyeron que el IC estuvo relacionado con las condiciones de los sitios y no con las épocas del estudio.

Como resultado de la aplicación del análisis de regresión lineal múltiple del IC de la almeja china con los metales que correlacionaron significativamente ($F = 11.9$, $p < 0.05$), se obtuvo la siguiente ecuación:

$$IC = 37.09 - 0.064 \text{ Cu} - 0.080 \text{ Zn}$$

La ecuación muestra que Cu y Zn tuvieron efectos negativos en el IC de la almeja china, lo que es contrastante debido a que son dos elementos que se requieren en mayores cantidades que otros micronutrientes (como Mn, Ni y Cr) en los invertebrados, debido a que los primeros participan en muchos más procesos fisiológicos que los segundos (Wang, 2002; Boubonari *et al.*, 2009).

Por otro lado, la ecuación resultante del análisis de regresión lineal múltiple entre el IC y los metales que correlacionaron significativamente ($F = 7.24$, $p < 0.05$) en la almeja pata de mula fue la siguiente:

$$IC = 28.06 - 0.071 \text{ Cu} + 0.071 \text{ Zn} + 1.37 \text{ Ni} - 3.95 \text{ Cr}$$

En este caso, la ecuación muestra que Zn y Ni tuvieron efectos positivos sobre el IC, mientras que Cu y Cr tuvieron efectos negativos. Estos resultados también son contrastantes considerando que el Cu es un elemento con muchos roles fisiológicos en los invertebrados y Ni es un metal con

menores roles en funciones biológicas de estos organismos (Wang, 2002). Sin embargo, se ha reportado que el umbral de concentración de Cu entre los niveles esenciales y los tóxicos en invertebrados marinos es muy estrecho, y que la acumulación de Cu en estos organismos es un reflejo de los niveles de exposición (Wang y Rainbow, 2005); por lo que este efecto puede estar relacionado con efectos en el desarrollo y crecimiento del organismo por la exposición a este elemento, como se ha reportado en otras especies de bivalvos (Rainbow *et al.*, 2004; Shi y Wang, 2004).

Sin embargo, algunos estudios han reportado una correlación negativa entre metales esenciales y el IC en varias especies de bivalvos (Lucas y Beninger, 1985; Rebelo *et al.*, 2005; Yap y Al-Barwani, 2012), incluso en áreas con fuerte grado de contaminación (Nicholson, 1999; Kanduc *et al.*, 2018). Se ha reportado que aun cuando los organismos son expuestos a niveles altos de metales, las condiciones de temperatura, niveles de oxígeno, disponibilidad de alimento y estado reproductivo prevalecen como efectos positivos sobre el IC (Kanduc *et al.*, 2018). Esto puede estar relacionado con los mecanismos de detoxificación y/o de eliminación de metales en los invertebrados, que permiten al organismo crecer y desarrollarse adecuadamente bajo exposiciones constantes a estos elementos (Schintu *et al.*, 2008; Kanduc *et al.*, 2018).

En la Figura 3 se presentan los Factores de Condición o de Fultón (K) determinados en la lisa durante los 4 muestreos. Los valores promedio del factor K no mostraron diferencias estacionales ($F = 4.74$, $p > 0.05$), con el valor mayor determinado durante el muestreo de diciembre de 2018 ($K = 1.27$) y el valor menor durante marzo de 2018 ($K = 1.04$). De acuerdo a Ricker (1975) y Abobi (2015), los valores de K indican que las lisas de El Tóbari están en buenas condiciones de desarrollo y crecimiento, a pesar de que acumularon cantidades significativas de Fe, Mn y Zn.

Un estudio en lagunas del sur de Sinaloa demostró que la contaminación en la lisa *M. curema* tuvo efectos biológicos ya que, entre otros biomarcadores, los valores del IC variaron entre 0.49–0.81 (García-Gazca *et al.*, 2016). Espino-Barr *et al.*, (2016) evaluaron la variación en el factor de condición en organismos de la especie de lisa *M. cephalus*, colectadas durante varios meses en dos lagunas del Pacífico Mexicano, para determinar el estado de la pesquería de la especie; reportaron un intervalo de 0.75–1.02, con los valores mayores en los meses previos o al inicio del desove, indicando que es una condición que limita el desarrollo de esta especie. El efecto del desove en *M. curema* sobre el factor de condición fue publicado Ruiz-Ramírez *et al.*, (2017) alcanzando un intervalo de K de 1.25 a 1.48 en machos y un intervalo de K de 1.30–1.41 en las hembras; los

valores de este factor tuvieron menos variaciones temporales en los machos que en las hembras, asociados a las épocas reproductivas.

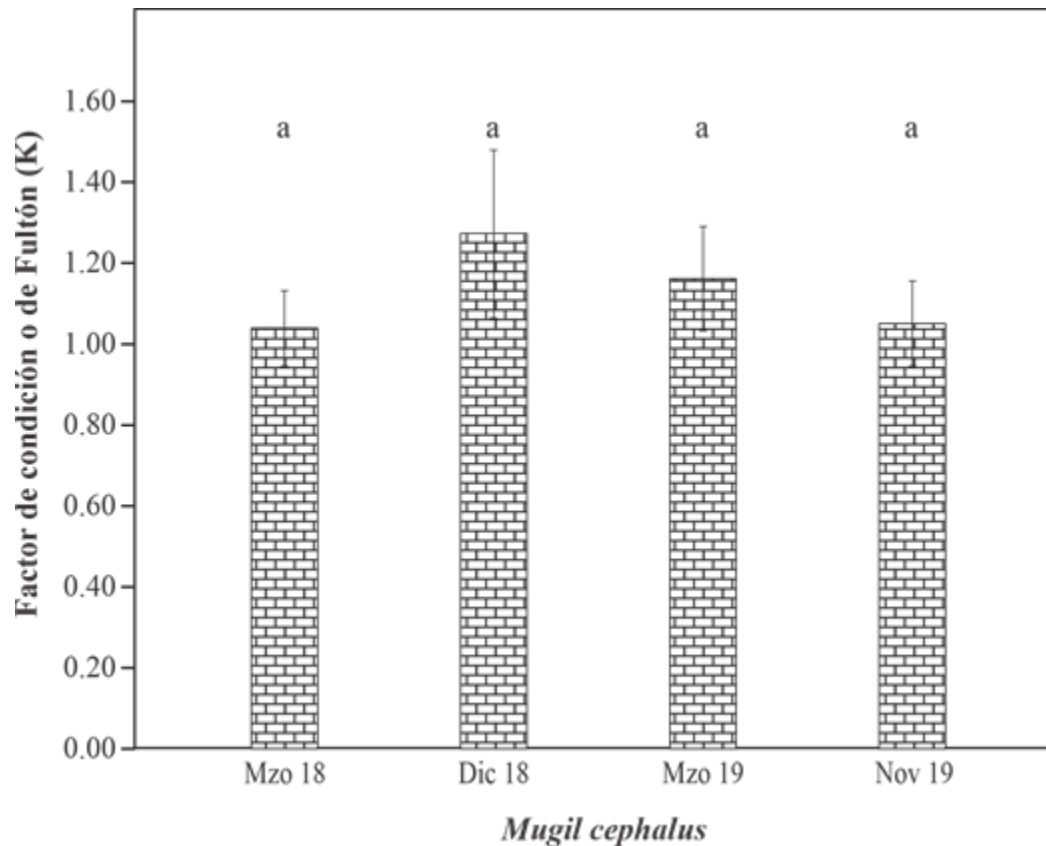


Figura 2. Factor de condición o de Fultón (K) en la lisa, durante los 4 muestreos en El Tóbari.

Del análisis de regresión múltiple aplicado para los valores de K y los niveles de metales en la lisa, se obtuvo la siguiente ecuación:

$$K = 0.96 - 0.003 \text{ Cu} + 0.00013 \text{ Fe} + 0.00017 \text{ Mn} + 0.00181 \text{ Zn} - 0.013 \text{ Ni} + 0.023 \text{ Cr}$$

Aunque ninguno de los metales mostró correlaciones significativas ($p > 0.05$), de la ecuación resulta que Fe, Mn, Zn y Cr tienen efectos positivos sobre K, mientras que Cu y Ni tienen efectos

negativos. Similarmente a las regresiones resultantes para las almejas, es contrastante que Cu tenga efectos negativos sobre el factor K, a pesar de que es un elemento que participa en muchos procesos fisiológicos en los peces (Jasim, 2017). Los efectos negativos de la acumulación de Cu en peces se relacionan con exposiciones agudas, a través de las branquias e hígado, por el bloqueo y/o inhibición de varias enzimas que participan en la incorporación y el transporte de muchos iones. Sin embargo, las exposiciones crónicas a Cu causan efectos reproductivos principalmente, y en menor medida de desarrollo (Wood, 2012), que pidieran explicar en alguna medida la correlación negativa entre K y el Cu, encontrada en este estudio.

Genç y Yilmaz (2017) determinaron la correlación del factor K con 6 metales (Hg, Cd, Cu, Pb, Cr y Zn), en organismos de *M. cephalus*; reportaron un intervalo de K de 0.28–1.08 y solo Cd correlacionó positivamente con este factor, mientras que los metales esenciales tuvieron correlaciones negativas; los autores consideraron que estas relaciones pueden estar asociadas con las diferencias en las fuentes de los metales como son las actividades turísticas, las descargas urbanas y las descargas agrícolas. En otro estudio realizado en una laguna costera de Nigeria altamente impactada por diversas actividades antropogénicas, se reportó un promedio de K de 1.30 en la lisa, lo que fue indicativo de un buen estado de desarrollo y crecimiento (Solomon y Ahmed, 2017); esto fue atribuido a la calidad y buena disponibilidad de alimento, a que los organismos fueron colectados después del desove y a mecanismos fisiológicos que les permiten desarrollarse en un ambiente de estrés por la contaminación. En cambio, los factores K fueron significativamente altos (intervalo de 2.17–2.72) en la lisa, en un estudio bajo condiciones controladas y en el que se probaron varios tipos de dieta con diferente contenido de grasa y proteína animal (Enric *et al.*, 2016); los autores reportaron que controlar las condiciones de salinidad, temperatura, nivel de amonio y oxígeno disuelto, además de la calidad de la dieta, fueron factores determinantes en el buen desarrollo y crecimiento de los peces, y que es factible realizar su cultivo masivo.

6.2. Metales en la Almeja China

Las concentraciones de Fe presentaron variaciones estacionales significativas ($H = 9.61$, $p < 0.05$, $gl = 3$) (Figura 4), la v concentración más baja se registró durante noviembre del 2019 (198.6

mg kg⁻¹), mientras que la concentración más alta se registró durante marzo del 2019 (363.7 mg kg⁻¹). Durante los primeros dos muestreos, los niveles de este metal en la almeja china se mantuvieron similares, pero ocurrió un incremento para el tercer muestreo de alrededor del 40% y para el último, la concentración disminuyó considerablemente (más del 50%). En un estudio hecho en dos ecosistemas del Golfo de California en Sonora (Vargas-González *et al.*, 2020), impactados por actividades agrícolas y camaronícolas; se reportaron promedios de Fe de 165 µg g⁻¹ en Bahía Lobos y de 74 mg kg⁻¹ en El Tóbari, en almeja china, valores que son significativamente menores a las encontradas en este estudio. Los sitios de muestreo del presente estudio en el Tóbari difieren de los sitios que estos autores muestrearon (en este estudio, tres sitios están muy cerca de la zona acuícola y cuatro cercanos a la barra de la laguna), lo que pudiera explicar parcialmente la diferencias en las concentraciones, ya que estudios previos demostraron que la acumulación de metales es mayor en sitios cercanos a las zonas acuícolas y agrícolas (Jara-Marini *et al.*, 2013a; Vargas-González *et al.*, 2017). Sin embargo, dos de los sitios muestreados por Vargas-González *et al.*, (2020) están cercanos a los drenes agrícolas que descargan en el ecosistema, una posible explicación es que estos autores colectaron las almejas después del dragado que se hizo en El Tóbari durante mediados de 2013 hasta finales de 2014; Por otro lado, las almejas se depuraron de metales al entrar en contacto con sedimento de fondo dado que las actividades antropogénicas en El Tóbari se han mantenido y considerando que los factores de enriquecimiento de varios metales en este ecosistema que fueron reportados en 2017 (Vargas-González *et al.*, 2017) fueron menores a los reportados en 2013 (Jara-Marini *et al.*, 2013b).

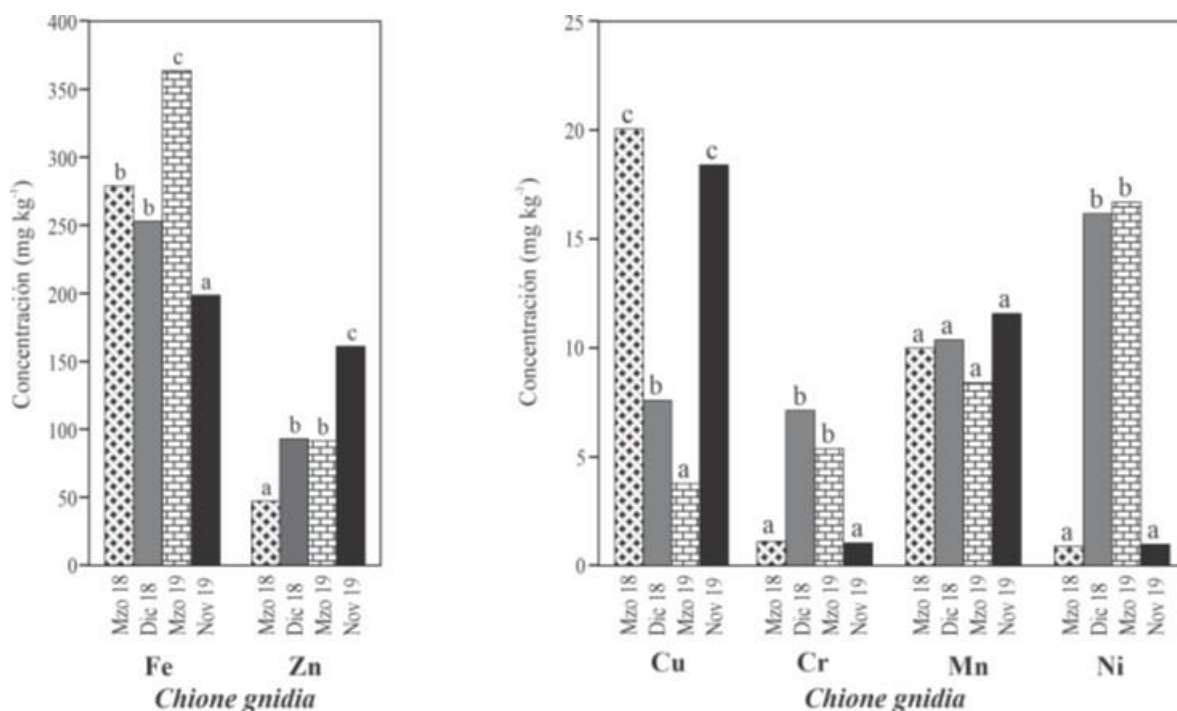


Figura 3. Concentraciones de metales en la almeja china, durante los 4 muestreos en el ecosistema lagunar El Tóbari.

La acumulación de metales en los organismos filtradores usualmente se relaciona con el grado de contaminación en los ecosistemas costeros. En los Cuadros 4, 5 y 6 se presentan comparaciones de las concentraciones de metales en organismos bivalvos reportadas en diferentes estudios. En un estudio realizado con la almeja china en la Bahía de Guaymas, zona fuertemente impactada por las descargas municipales, se reportaron concentraciones de Fe entre 85.6 mg kg^{-1} y 397.0 mg kg^{-1} (Méndez *et al.*, 2002), niveles que en general son similares a los encontrados en este estudio. En otro estudio, Arce Peinado (2019) determinó las concentraciones de algunos metales en la almeja roñosa (*Chione undatella*), colectada en el Puerto de Santa Rosalía, Baja California Sur, México, puerto impactado por las actividades mineras; el autor encontró que las concentraciones promedio de Fe eran de 278.4 mg kg^{-1} , las cuales son similares a las encontrados en este estudio. Por otro lado, Lino *et al.* (2016) estudiaron la acumulación de metales en el mejillón marrón (*Perna perna*) colectados en la Bahía de Guanabara, de Río de Janeiro, Brasil, ecosistema fuertemente impactado por descargas municipales e industriales; reportaron una concentración promedio de Fe de 197 mg kg^{-1} , nivel que estuvo asociado a un consumo no seguro debido a que excedió el límite establecido en la normatividad brasileña. Sin embargo, la evaluación de riesgos debe estar asociados al

consumo, al determinar qué cantidades y con qué frecuencia se consume una especie en relación a los niveles de contaminantes (Zhuang *et al.*, 2014).

Respecto al Zn, sus concentraciones también presentaron diferencias estacionales significativas ($H = 20.45$, $p < 0.05$, $gl = 3$) (Figura 4), con la concentración más baja registrada en marzo del 2018 (47.15 mg kg^{-1}) y la más alta obtenida en noviembre del 2019 ($160.75 \text{ mg kg}^{-1}$). La tendencia estacional en los niveles de este metal fue ascendente del primer al cuarto muestreo, con concentraciones intermedias similares en el segundo y tercer muestreo (93.01 mg kg^{-1} y 91.54 mg kg^{-1} respectivamente). Jara-Marini *et al.*, (2013a) reportaron un intervalo de concentración de Zn entre $36.63\text{--}179.6 \text{ mg kg}^{-1}$ en la almeja china, en un estudio realizado en el mismo ecosistema previo al dragado que se hizo a mediados de 2013 hasta finales de 2014, que resultan ser similares a las encontradas en este estudio. Sin embargo, Vargas-González *et al.* (2020) reportaron concentraciones de Zn significativamente menores en la almeja china, tanto en la Bahía Lobos (10.6 mg kg^{-1}) como en El Tóbari (10.0 mg kg^{-1}); como en el caso de Fe, las disminuciones en las concentraciones de este metal pueden estar relacionadas con el dragado que se realizó en El Tóbari después del 2013, por la menor exposición a la que estuvieron sometidas las almejas.

Cuadro 4. Concentraciones de metales (mg kg⁻¹) en organismos bivalvos reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.

Especie	Fe	Zn	Cu	Cr	Mn	Ni	Ecosistema	Referencia
Almeja china	397.0	246.0	–	–	–	–	Bahía de Guaymas, Golfo de California, México	Méndez <i>et al.</i> (2002)
Almeja catarina	–	–	–	0.34	–	–	Puerto de Pichilingue, Golfo de California, México	Sobrino-Figueroa <i>et al.</i> (2007)
Almeja Chocolate	408	91.8	–	–	3.68	7.60	Lagunas del Golfo de California	Cadena-Cárdenas <i>et al.</i> (2009)
Almeja china	–	179.6	19.9	–	–	–	El Tóbari, Golfo de California, México	Jara-Marini <i>et al.</i> (2013a)
Mejillón marrón	197.0	–	–	–	–	–	Bahía de Guanabara, de Río de Janeiro, Brasil	Lino <i>et al.</i> (2016)
Ostión	–	267.4	–	–	–	–	Estuario La Pitahaya, Golfo de California, México	Góngora-Gómez <i>et al.</i> , (2017)
Ostión	–	–	–	–	–	9.41	La Pitahaya, Golfo de California, México	Jonathan <i>et al.</i> (2017)
Almeja roñosa	278.4	–	–	–	–	–	Puerto de Santa Rosalía, Golfo de California, México	Arce Peinado (2019)
Almeja chocolata	–	–	5.56	–	–	2.47	Laguna Agiabampo, Golfo de California, México	Sepúlveda <i>et al.</i> (2020)
Almeja chocolata	–	51.4	6.22	–	–	3.50	Laguna Altata, Golfo de California, México	Sepúlveda <i>et al.</i> (2020)
Almeja china	165.1	10.6	7.42	–	69.9	1.61	Bahía Lobos, Golfo de California, México	Vargas-González <i>et al.</i> (2020)
Almeja china	74.0	10.0	3.40	0.53	6.30	2.23	El Tóbari, Golfo de California, México	Vargas-González <i>et al.</i> (2020)
Almeja chocolata	–	–	–	–	5.00	–	Puerto de Santa Rosalía, Golfo de California, México	Yee-Duarte <i>et al.</i> (2020)
Almeja China	277.9	89.7	14.1	3.32	10.0	7.79	El Tóbari, Golfo de California, México	Este estudio

Cuadro 5. Concentraciones de metales (mg kg⁻¹) en organismos bivalvos reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.

Especie	Fe	Zn	Cu	Cr	Mn	Ni	Ecosistema	Referencia
Mejillón de orejas	284.3	–	–	–	–	–	Costa de Egipto	El-Sikaily <i>et al.</i> (2004)
Almeja pata de mula	–	61.3	4.59	–	–	–	El Tóbari, Golfo de California, México	Jara Marini <i>et al.</i> (2013a)
Almeja pata de mula		134.8	5.43	–	–	–	El Tóbari, Golfo de California, México	Jara-Marini <i>et al.</i> (2020)
Almeja Pata de mula	332.2	–	–	–	–	–	Mar Mediterráneo	Hussein y Khaled, (2014)
Ostra	261.2	–	–	–	–	–	Mar Mediterráneo	Hussein y Khaled, (2014)
Almeja pata de mula	1333.0	65.1	–	–	27.6	1.87	Bahías de Costa Rica	Vargas <i>et al.</i> (2015)
Almeja pata de mula	–	–	22.61	–	–	–	Estero del Cantón Balao, Ecuador	Carrasco y Webster (2016)
Almeja pata de mula	40.6	–	–	0.020	–	–	Bahía de Jiquilisco, El Salvador	Rivas Mejía (2018)

Cuadro 6. Concentraciones de metales (mg kg⁻¹) en organismos bivalvos reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.

Especie	Fe	Zn	Cu	Cr	Mn	Ni	Ecosistema	Referencia
Ostra	–	–	–	0.48	–	–	Australia	Scanes y Roach (1999)
Almeja pata de mula	–	–	–	–	–	3.21	Estero Huaylá, Ecuador	Tobar (2013)
Almeja pata de mula	–	–	–	–	1.60	–	Estero de Muisne, Ecuador	Mendoza Angulo (2014)
Concha negra	–	57.0	–	–	–	–	Bahía en Costa de Marfil	Bakary <i>et al.</i> (2015)
Almeja de sangre	–	58.0	–	–	–	–	Bahía Pattani, Tailandia	Pradit <i>et al.</i> (2016)
Ostra	–	–	–	122.0	–	–	Mar de Bohai, China	Lu <i>et al.</i> (2017)
Almeja de sangre	–	–	–	0.12	10.7	0.20	Estuario Bangtaboon, Tailandia	Sudsandee <i>et al.</i> (2017)
Almeja fina	–	–	–	0.48	–	–	Mar Mediterráneo	Esposito <i>et al.</i> (2018)
Almeja Pata de mula	158.1	265.8	113.8	2.05	10.3	5.86	El Tóbari, Golfo de California, México	Este estudio

Como se mencionó antes, la acumulación de metales en los bivalvos generalmente relaciona con el grado de contaminación y el tipo de actividad antropogénica en los ecosistemas costeros. En un estudio realizado con la almeja china en la Bahía de Guaymas, un ecosistema eutrofizado por descargas municipales, Méndez *et al.*, (2002) reportaron un intervalo de concentraciones de Zn de 92.4 mg kg⁻¹ y 246.0 mg kg⁻¹, niveles que en general también son similares a los encontrados en este estudio. Las diferencias estacionales en las concentraciones de Zn en la almeja china encontradas en este estudio son indicativas de que existen variaciones en las descargas, posiblemente asociadas a la agricultura y la acuicultura del camarón. El Zn es constituyente menor de algunos fungicidas y es componente de fertilizantes a base de fósforo, por lo que frecuentemente

es encontrado en altas concentraciones en ecosistemas impactados por la agricultura (Nziguheba y Smolders 2008; Defarge *et al.*, 2018). Otra fuente de Zn lo representa la acuicultura del camarón, ya que se ha estimado que las descargas de este elemento pueden llegar a ser de $5\ 080 \pm 328$ g Zn ha⁻¹ año⁻¹ (León-Cañedo *et al.*, 2017). Góngora-Gómez *et al.*, (2017) evaluaron la concentración de 8 metales pesados entre ellos el Zn, en el ostión de cultivo (*Crassostrea gigas*) proveniente del Estuario La Pitahaya, ubicado al Noroeste del estado de Sinaloa, el cual es fuertemente impactada por la agricultura del Valle de El Fuerte; reportaron concentraciones de Zn de 267.42 mg kg⁻¹, mayores a las encontradas en este estudio pero que no fueron consideradas de riesgo basados en la normatividad mexicana para productos de la pesca.

En la Figura 4 también se muestran las concentraciones de Cu determinados en la almeja china. Los niveles de Cu mostraron variaciones estacionales significativas ($F = 177.75$, $p < 0.05$ gl = 3), con la concentración mayor durante el muestreo de marzo del 2018 (20.06 mg kg⁻¹) y la menor durante el muestreo de noviembre del 2019 (18.39 mg kg⁻¹). Durante el segundo muestreo se observó una disminución en la concentración de Cu de alrededor del 60%; y para el tercer muestreo se encontró que las concentraciones disminuyeron aproximadamente 50%, sin embargo, para el cuarto muestreo se registró un incremento del 500%. Jara-Marini *et al.*, (2013a) reportaron un intervalo de concentración de Cu de 5.03–19.94 mg kg⁻¹ en la almeja china, en un estudio realizado en el mismo ecosistema previo al dragado que se hizo en el ecosistema, valores que son similares a las encontradas en este estudio. En contraste, Vargas-González *et al.*, (2020) determinaron las concentraciones de Cu en la almeja china en las lagunas Bahía Lobos y El Tóbari, Sonora, México; encontraron que las concentraciones promedio de este elemento fueron de 7.42 y 3.40 mg kg⁻¹, respectivamente, promedios que son menores a las registradas en este estudio. Este comportamiento es similar a lo encontrado en Fe y Zn, por lo que las disminuciones en las concentraciones de este metal pueden también estar relacionadas con el dragado que se realizó en El Tóbari, por la menor exposición a la que estuvieron sujetas las almejas.

En otro estudio realizado por Sepúlveda *et al.*, (2020) en dos ecosistemas del Golfo de California, Sinaloa, México; uno fuertemente impactado por la agricultura y descargas municipales (Laguna Altata) y otra por la agricultura y la camaronicultura (Laguna Agiabampo). Se analizó el contenido de Cu en la almeja chocolate (*Megapitaria squalida*), con el fin de determinar si el consumo de este organismo representaba un riesgo potencial para la población; las concentraciones promedio de este metal fueron 6.22 mg kg⁻¹ en la Laguna Altata y 5.56 mg kg⁻¹ en la Laguna Agiabampo,

que son significativamente menores a los encontrados en este estudio, a pesar de ser ecosistemas con impactos por actividades antropogénicas similares. De acuerdo con Rainbow (2002) la acumulación de metales en invertebrados es muy variable entre especies, a pesar de estar expuestos a concentraciones similares de metales. Por ejemplo, Vargas-González *et al.*, (2017) reportaron un intervalo de concentraciones totales de Cu de 0.50-22.3 mg kg⁻¹ en sedimentos superficiales de El Tóbari, mientras que Sepúlveda *et al.*, (2020) reportaron promedios de Cu de 4.34 mg kg⁻¹ en Altata y 3.41 mg kg⁻¹ en Agiabampo en sedimentos superficiales, por lo que la exposición a Cu en la almeja de este estudio fue mayor.

En la Figura 4 también se presentan las concentraciones de Cr en la almeja china; sus concentraciones tuvieron variaciones estacionales ($H = 19.09$, $p < 0.05$, $gl = 3$), sin un patrón definido por época del año, con la concentración menor durante el muestreo de marzo del 2018 (0.97 mg kg⁻¹) y la mayor durante el muestreo de diciembre 2018 (8.08 mg kg⁻¹). Sobrino-Figueroa *et al.*, (2007) también reportaron variaciones estacionales en las concentraciones de Cr en la almeja Catarina (*Argopecten ventricosus*), en el Puerto de Pichilingue, Golfo de California, con los mayores valores durante el invierno, con un intervalo de concentración de Cr de 0.06-0.34 mg kg⁻¹. Estos valores son significativamente menores a los encontrados en este estudio, sobre todo en los muestreos de diciembre de 2018 y marzo de 2019, lo que indica que hay fuentes permanentes y variables de este metal en la laguna El Tóbari. En un estudio previo en la laguna El Tóbari, Vargas-González *et al.*, (2020) determinaron un intervalo de la concentración de Cr de 0.11-0.53 mg kg⁻¹ en la almeja china, valor que también es significativamente menor al encontrado en este estudio. Similarmente a lo discutido anteriormente con Fe, Zn y Cu, la disminución en las concentraciones de Cr puede estar relacionada con el dragado realizado en El Tóbari entre 2013 y 2014.

Con respecto al Mn, las concentraciones no mostraron variaciones estacionales que no resultaron significativas ($H = 7.73$, $p > 0.05$, $gl = 3$) (Figura 4), con la concentración más baja de este elemento determinada en marzo del 2019 (8.40 mg kg⁻¹) y la más alta detectada en diciembre del 2019 (11.59 mg kg⁻¹). Vargas-González *et al.*, (2020) reportaron intervalos de concentración de Mn en la almeja china de 5.10-69.9 mg kg⁻¹ en Bahía Lobos y de 0.14-6.30 mg kg⁻¹ en la Laguna El Tóbari. Las concentraciones mayores en Bahía Lobos se detectaron en organismos colectados en un sitio muy cercano a un dren agrícola proveniente del Valle del Yaqui. Sin embargo, las concentraciones de Mn en El Tóbari son menores a pesar de ser un ecosistema fuertemente impactado por la agricultura

del Valle del Yaqui; las concentraciones de este metal determinadas en este estudio, son mayores a las reportadas por estos autores en el mismo ecosistema, lo que puede estar relacionado con los efluentes de la agricultura, ya que el régimen de cultivos varía entre las épocas muestreadas y, por ende, el uso de agroquímicos principalmente fungicidas (por ejemplo sulfato de manganeso) (WHO, 2004). En otro estudio realizado por Yee-Duarte *et al.*, (2020) en el puerto de Santa Rosalía y Playa San Lucas, impactados por la minería, cuantificaron la concentración de distintos metales (entre ellos el Mn) en tejidos de almeja chocolata (*M. squalida*); reportaron un intervalo de concentraciones de Mn entre 1 y 5 mg kg⁻¹, menores a los encontrados en este estudio a pesar de que la minería está considerada una de las actividades que mayores cantidades de este metal emiten en residuos no adecuadamente tratados y confinados (WHO, 2004).

Las concentraciones en Ni en la almeja china también mostraron variaciones estacionales significativas ($H = 19.54$, $p < 0.05$, $gl = 3$), con la concentración menor determinada durante el muestreo de marzo del 2018 (0.90 mg kg⁻¹) y la mayor durante el muestreo de marzo del 2019 (16.68 mg kg⁻¹). Las tendencias en las concentraciones de Ni en este bivalvo fueron de incrementos del primer muestreo a los siguientes dos muestreos (alrededor de 17 veces) y una disminución significativa en el cuarto muestreo (alrededor de 15 veces) (Figura 4); esto es indicativo de que los ingresos de este metal están sujetos a las actividades de la agricultura principalmente. Se sabe que muchos agroquímicos usados en la agricultura contienen cantidades variables de Ni (Oliveira Zoffoli *et al.*, 2013), por lo que el uso continuo en los cultivos del Valle del Yaqui (García Hernández *et al.*, 2018) ha provocado incrementos en los diferentes reservorios. Jonathan *et al.*, (2017) estudiaron la bioacumulación de metales en el ostión de cultivo (*Crassostrea gigas*) en un ecosistema impactado por la agricultura (La Pitahaya, Sureste de la costa del Golfo de California, México); las concentraciones promedio de Ni fueron de 9.41 mg kg⁻¹, menores a las encontradas en este estudio. Asimismo, Vargas-González *et al.*, (2020) determinaron un intervalo de la concentración de Ni en la misma especie almeja china de 0.07-1.61 mg kg⁻¹ colectada en Bahía Lobos y de 0.43-2.23 mg kg⁻¹ colectada en la laguna El Tóbari, valores que son significativamente menores a los encontrados en este estudio; los autores reportaron que las concentraciones mayores de Ni se determinaron en los organismos colectados cerca de las zonas agrícolas, por lo que es posible esa sea la fuente del metal en el ecosistema. Sepúlveda *et al.*, (2020) reportaron concentraciones de Ni de 3.50 y 2.47 mg kg⁻¹ en la almeja chocolata (*M. squalida*) en las lagunas de Altata y Agiabampo, respectivamente; a pesar de que son dos ecosistemas impactados por la

agricultura intensiva, las concentraciones de este metal fueron relativamente bajas, tanto en la almeja como en los sedimentos superficiales. Recientemente, se reportó un intervalo de concentración de Ni de 1.98-20.5 mg kg⁻¹ en sedimentos superficiales de la laguna el Tóbari (Vargas-González *et al.*, 2017), muchos de los cuales están por encima del nivel de efecto tolerable para la biota e indicativo que la agricultura es la principal fuente de Ni en este ecosistema.

En el Cuadro 7 se presentan las correlaciones de Pearson entre las concentraciones de los metales en la almeja china. La única correlación significativamente ($p < 0.05$) positiva fue Ni:Cr ($t = 28.54$, $r = 0.99$, $gl = 23$), mientras que las significativamente ($p < 0.05$) negativas fueron Cu:Ni ($t = 19.47$, $r = -0.97$, $gl = 23$) y Cu:Cr ($t = 13.37$, $r = -0.94$, $gl = 23$). Aunque Fe y Mn no mostraron una correlaciones significativas ($p > 0.05$), tuvieron valores del coeficiente de correlación (r) relativamente altos para Fe:Ni ($t = 1.72$, $r = 0.34$, $gl = 23$), Fe:Cr ($t = 1.58$, $r = 0.31$, $gl = 23$) y Mn:Cu ($t = 1.88$, $r = 0.36$, $gl = 23$). Las correlaciones positivas de los metales en los organismos marinos son indicativas de que los metales participan en los mismos procesos metabólicos o similares; ya sea que ocurran de manera simultánea en mecanismos fisiológicos, o bien que están siendo incorporados, transportados, depositados y/o eliminados por los mismos mecanismos fisiológicos (Rainbow, 2002; Wang, 2002). De cierta forma esto puede ser observado en la Figura 4, ya que puede observarse que Cr, Ni y Zn tendieron a incrementar y disminuir sus concentraciones en muestreos similares (bajos niveles durante marzo de 2018 y noviembre de 2019, y altos niveles en diciembre de 2018 y marzo de 2019).

Por otro lado, las correlaciones negativas entre metales en los organismos marinos son indicativos que los elementos ocurren en mecanismos del metabolismo contrarios y/o muy diferentes, de tal manera que mientras que uno(s) se acumula(n), el(los) otro(s) son eliminados y/o almacenados en compartimientos diferentes (Rainbow, 2002). Esto puede indicar también que los requerimiento de esos metales es diferente y alterno, por lo que cuando el organismo requiere de Cu, acelera los procesos de incorporación y su metabolismo, mientras que Ni y Cr esta siendo acumulados en menor cantidad o bien están siendo eliminados por sus bajos requerimientos; y viceversa. Esto también se refleja en la Figura 4, ya que Cu tuvo sus mayores niveles en los muestreos que Ni y Cr tuvieron sus menores concentraciones.

Cuadro 7. Correlaciones de Pearson de los metales en almeja china colectada en El Tóbari¹.

	Variables					
Variables	Cu	Fe	Mn	Zn	Ni	Cr
Cu	1.000					
Fe	-0.294	1.000				
Mn	0.364	-0.245	1.000			
Zn	-0.285	-0.105	0.228	1.000		
Ni	-0.971	0.337	-0.352	0.303	1.000	
Cr	-0.941	0.313	-0.322	0.255	0.986	1.000

1-Valores en negritas indican correlación significativa ($p < 0.05$).

En el Cuadro 8 se presentan los resultados del Análisis de Componentes Principales (ACP) de las concentraciones de metales transformadas a $\text{Log}_{10}(x + 1)$ en la almeja china, dado que las concentraciones presentaron un comportamiento no normal. Se observa que los dos primeros factores explican el 77.5% (ACP1 = 55.3% y ACP2 = 22.2%; Figura 5) de la variación de los metales en la almeja china, donde en el componente 1 es explicado positivamente por Cu y Mn, y negativamente por Ni y Cr; mientras que el componente 2 es explicado positivamente por Mn y Zn y negativamente por Fe. Estos resultados confirman los resultados de las correlaciones de Pearson, que como se discutió previamente, las asociaciones positivas implican que los metales convergen en procesos fisiológicos comunes y/o similares en el organismo, mientras que las negativas implican que mientras unos metales son acumulados y/o procesados en el organismo, otros son eliminados o almacenados en compartimientos diferentes (Wang, 2002). En la Figura 5 se presentan las agrupaciones de las concentraciones de metales en los dos principales componentes, y se observan las variaciones en los niveles de acumulación de metales en la almeja china durante los 4 muestreos. Además, los muestreos de las épocas frías (diciembre de 2018 y noviembre de 2019) están asociadas al ACP1 y el muestreo de marzo de 2018 está asociado al ACP2. Esto comprueba que la acumulación de metales no tuvo un patrón definido, y que las variaciones de estos elementos posiblemente se relacionen con fuentes puntuales en la Laguna el Tóbari, por un

Cuadro 8. Cargas de los Componentes Principales para los metales transformados en almeja china colectada en El Tóbari.

Variables	Componentes		
	ACP 1	ACP 2	ACP 3
Cu	0.97	-0.09	0.09
Fe	-0.43	-0.48	0.75
Mn	0.45	0.64	0.43
Zn	-0.29	0.82	0.12
Ni	-0.99	0.09	-0.04
Cr	-0.97	0.08	-0.05

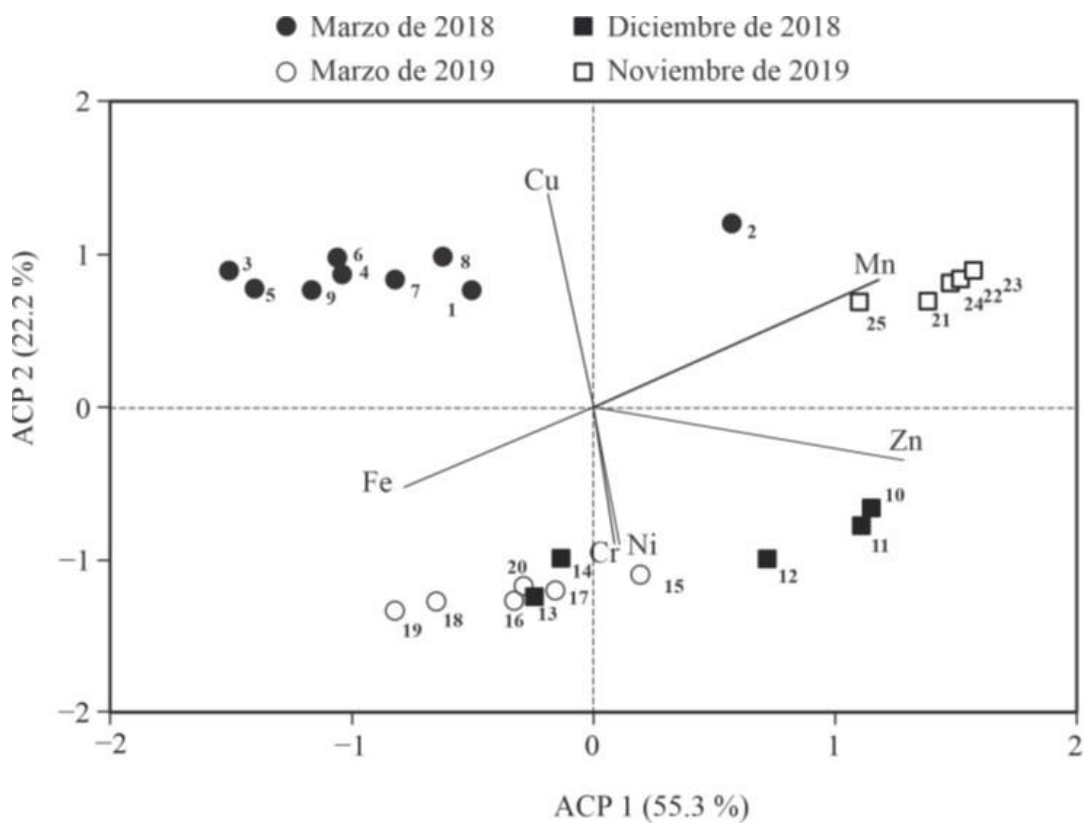


Figura 4. Análisis de componentes principales para almeja china.

ingreso constante de metales provenientes de fuentes similares, como lo son la agricultura y la acuicultura del camarón.

Se observaron diferencias en las concentraciones de metales en almeja china (PERMANOVA,

pseudo- $F_{3,21} = 117.71$, $p < 0.001$). Dichas diferencias se dieron entre todos los grupos de época-año de recolecta (comparación pareada: $p < 0.05$). Los metales que más aportaron a la estructura de marzo 2018 fueron, en orden descendente, Fe, Zn, Cu y Mn; para diciembre-2018 fueron Fe, Zn, Ni, Mn, Cu y Cr; para marzo 2019 fueron Fe, Zn, Ni, Mn y Cu; mientras que para diciembre 2019 fueron Fe, Zn, Cu y Mn (Cuadro 9). Estos resultados indican que Fe, Zn, Cu y Mn son los elementos más preponderantes en la almeja china, asociados a su uso fisiológico, como ha sido reportado en estudios de laboratorio (Wang, 2002).

El cultivo agrícola predominante en invierno en el Valle del Yaqui es el trigo, con mayor superficie sembrada, que varía con la disponibilidad del agua y puede llegar hasta las 100 000 ha (McCullough y Matson, 2016). Este cultivo tiene gran impacto en la contaminación con metales, ya que los fertilizantes y otros agroquímicos usados en su cultivo son fuente de estos elementos en esta zona costera, pues se ha reportado que tales elementos forman parte de la estructura de estos compuestos (Otero *et al.* 2005; Nziguheba y Smolders 2008; Kratz *et al.*, 2016), y a la Laguna El Tóbari descargan 10 drenes agrícolas (Jara Marini *et al.*, 2013a, 2013b). Además, en septiembre y octubre termina el ciclo de cultivo del camarón por lo que los impactos en los niveles de metales pueden aún estar presentes en noviembre y diciembre, considerando además que en esos meses los estánques son drenados y preparados para el siguiente ciclo. Se sabe que los fertilizantes usados en el cultivo del camarón son otra fuente de metales, ya que también son constituyentes de esos compuestos (Nemati *et al.*, 2009; Hatje *et al.*, 2016), y en la parte norte descarga un dren de una de las granjas más extensas en Sonora (La Atanasia de 1100 ha; Jara Marini *et al.*, 2013a, 2013b).

Cuadro 9. Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) de las concentraciones de metales en almeja china.

	Abundancia promedio	Similitud promedio	Contribución acumulativa (%)
Marzo 2018			
Similitud promedio: 96.54%			
Fe	5.56	32.71	33.89
Zn	3.86	23.22	57.95
Cu	3.04	18.29	76.89
Mn	2.39	14.24	91.64
Diciembre 2018			
Similitud promedio: 97.44%			
Fe	5.53	27.85	28.58
Zn	4.53	22.64	51.82
Ni	2.83	14.00	66.19
Mn	2.42	11.75	78.25
Cu	2.19	10.94	89.48
Cr	2.09	10.25	100.00
Marzo 2019			
Similitud promedio: 97.68%			
Fe	5.86	29.28	29.97
Zn	4.53	23.27	53.80
Ni	2.87	14.62	68.76
Mn	2.23	10.96	79.98
Cu	2.02	10.18	90.40
Diciembre 2019			
Similitud promedio: 98.96%			
Fe	5.29	30.11	30.46
Zn	5.08	28.99	59.78
Cu	2.96	16.84	76.82
Mn	2.53	14.41	91.39

6.3. Metales en Almeja Pata de Mula

En la Figura 6 se presentan las concentraciones de los metales cuantificados en la almeja pata de mula durante los cuatro muestreos en la laguna El Tóbari. En cuanto a las concentraciones de Fe, también mostraron variaciones estacionales significativas ($H= 4.94$, $p > 0.05$, $gl = 3$), con la concentración menor en marzo del 2019 (134.4 mg kg^{-1}) y la mayor en diciembre del 2018 (191.5

mg kg⁻¹) (Figura 6). En un estudio realizado en ecosistemas con diferentes impactos por actividades humanas del Golfo de California, se reportaron variaciones espaciales en la acumulación de Fe (intervalo de 189-408 mg kg⁻¹), con los mayores niveles en los ecosistemas considerados con bajo impacto antropogénico (Cadena-Cárdenas *et al.*, 2009).

La literatura internacional también reporta diferencias en la acumulación de Fe en bivalvos, en ecosistemas que tienen diversos grados de impactos por las actividades humanas. Rivas Mejía (2018) estudió la acumulación de Fe en la almeja pata de mula, colectada en la Bahía de Jiquilisco, en El Salvador; reportó una concentración promedio de 40.60 mg kg⁻¹, niveles bajos para un ecosistema afectado por descargas municipales y la camaronicultura. En otro estudio con *A. tuberculosa*, se reportó un intervalo de concentración de Fe en esta almeja de 158.6-1333 mg kg⁻¹, en ecosistemas impactados por actividades marítimas y descargas municipales de Costa Rica (Vargas *et al.*, 2015). En un estudio de biomonitorio con tres especies de bivalvos de metales realizado en dos ecosistemas de Egipto, impactados en diferente grado por descargas, se reportaron intervalos de concentración de Fe de 69.66–284.27 mg kg⁻¹ en el ecosistema afectado por actividades agrícolas y de 13.23–125.36 mg kg⁻¹ en el ecosistema impactado por diversas industrias (El-Sikaily *et al.*, 2004). Se ha reportado promedios de concentración de Fe de 261.16 mg kg⁻¹ y de 332.15 mg kg⁻¹ en dos bivalvos, en un estudio de biomonitorio en un ecosistema del Mar Mediterráneo impactado por actividades industriales (Hussein y Khaled, 2014).

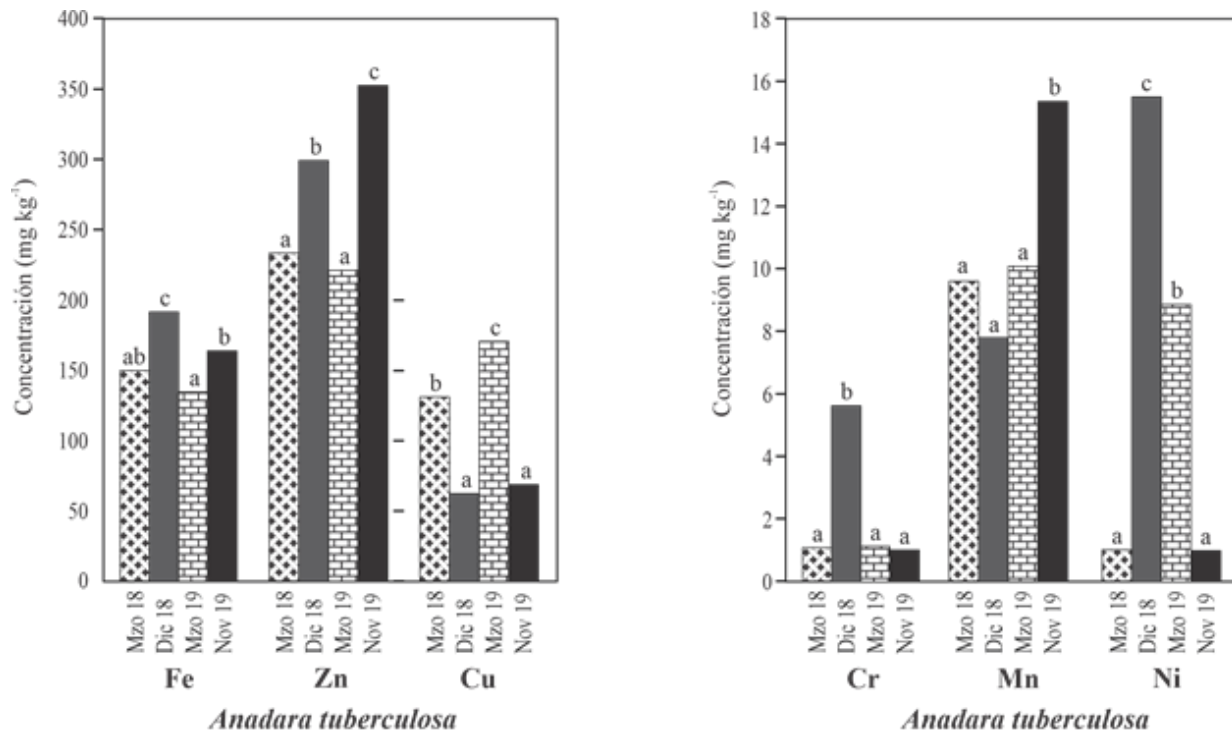


Figura 6. Concentraciones de metales en la almeja pata de mula, durante los 4 muestreos en el ecosistema lagunar El Tóbari.

En cuanto a las concentraciones a las concentraciones de Cu, éstas mostraron diferencias estacionales, con las concentraciones significativamente ($H = 14.68$, $p < 0.05$, $gl = 3$), mayores entre los muestreos de marzo 2018 (intervalo de $65.10\text{--}184.1\text{ mg kg}^{-1}$) y marzo 2019 (intervalo de $155.6\text{--}201.0\text{ mg kg}^{-1}$), mientras que en los muestreos de diciembre del 2018 y noviembre 2019 tuvieron intervalos similares ($47.3\text{--}79.7\text{ mg kg}^{-1}$ y $61.7\text{--}74.3\text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente). Los niveles de concentración presentaron variaciones importantes, ya que del primer al segundo muestreo ocurrió una disminución de alrededor del 50%, luego un aumento de alrededor del 200% del segundo al tercer muestreo y, por último, una disminución de más del 50% del tercer al cuarto muestreo. En los Cuadros 5 y 6 se presentan las concentraciones de metales en especies almeja pata de mula y otros bivalvos reportados en diversos estudios en ecosistemas alrededor del mundo. En estudios previos con la misma especie en la laguna El Tóbari, se han reportado concentraciones de Cu menores a las encontradas en este estudio, intervalos de $2.42\text{--}4.59\text{ mg kg}^{-1}$ (Jara Marini *et al.*, 2013a) y de $2.36\text{--}5.43\text{ mg kg}^{-1}$ (Jara Marini *et al.*, 2020); estos incrementos en las concentraciones de Cu en la almeja pata de mula no tienen relación con el dragado, ya que en estos los estudios previos las muestras se colectaron antes del dragado de 2013-2014. De acuerdo con Rainbow

(2002) la acumulación de metales en los invertebrados marinos es muy variable, aún entre organismos de la misma especie, aunque generalmente responde a requerimientos metabólicos, por lo que los metales esenciales suelen tener mayores niveles de acumulación. Sin embargo, se ha reportado que los metales esenciales pueden acumularse por una exposición alta, por lo que los organismos activan mecanismos metabólicos que los eliminan y/o almacenan en formas metabólicamente no disponibles, y si se rebasan tales mecanismos, provocan efectos nocivos (Reinfelder *et al.*, 1998; Rainbow *et al.*, 2004).

Actualmente se tienen pocos estudios donde reportan metales en la almeja pata de mula, por lo cual se utilizarán estudios de organismos con características similares. Carrasco y Webster (2016) reportaron un promedio de acumulación de Cu de 22.61 mg kg^{-1} , en la almeja pata de mula colectada en un estero del Cantón Balao, Ecuador, que son menores a las encontradas en este estudio. En otro estudio en el ecosistema costero de manglar San Lorenzo, Ecuador, se reportó una concentración promedio de Cu de 1.13 mg kg^{-1} (Mendoza Angulo, 2014), a pesar de que la zona está afectada por diversas actividades antropogénicas.

En la Figura 6 también se presentan las concentraciones de Zn en la almeja pata de mula, que también presentó variaciones temporales ($H = 13.68$, $p < 0.05$ $gl = 3$) con la mayor acumulación ($352.31 \text{ mg kg}^{-1}$) durante el muestreo de noviembre de 2019, seguido del muestreo de diciembre de 2018 ($299.07 \text{ mg kg}^{-1}$). Es decir, las menores acumulaciones de Zn en la almeja pata de mula se presentaron en las dos épocas de cálidas (marzo de 2018 y 2019). En estudios previos sobre la acumulación de metales en la almeja pata de mula en la Laguna El Tóbari, también se han reportado variaciones temporales; Jara-Marini *et al.*, (2013a) reportaron un intervalo de concentración de Zn de $35.52\text{--}61.26 \text{ mg kg}^{-1}$ en organismos colectados en dos épocas contrastantes del 2009. Posteriormente, en organismos de pata de mula colectados en épocas contrastantes del 2011–2012 (Jara-Marini *et al.*, 2020), se reportó un intervalo de Zn significativamente mayor ($102.2\text{--}134.8 \text{ mg kg}^{-1}$), con valores similares en las épocas de cálidas a las encontradas en este estudio (el muestreo de la época de frías no correspondió a las de este estudio). En otros estudios en ecosistemas del Golfo de California con otras especies de almejas, se han reportado concentraciones variables de Zn pero menores a las encontradas en la pata de mula de este estudio. Cadena-Cárdenas *et al.*, (2009) reportaron un intervalo de concentraciones de Zn de $49.8\text{--}91.8 \text{ mg kg}^{-1}$ en tres especies de almeja, con las mayores acumulaciones en especímenes colectados de un ecosistema impactado por la agricultura. Mientras que Sepúlveda *et al.*, (2020) reportaron

intervalos de 46.81–51.39 mg kg⁻¹ en la almeja chocolate *M.squalida* de dos ecosistemas impactados por diferentes grados principalmente por la agricultura, a pesar de documentar el uso de varios agroquímicos con contenidos de Zn. En otro estudio con *A. tuberculosa* en tres lagunas de Costa Rica, Vargas *et al.*, (2015) reportaron un intervalo de concentración de Zn de 52.88–65.1 mg kg⁻¹, significativamente menores a los encontrados en este estudio, a pesar de que los ecosistemas estudiados están impactados por actividades marítimas y descargas municipales.

En otros estudios realizados con especies *Anadara spp.*, Bakary *et al.*, (2015) reportaron una concentración promedio de Zn de 57 mg kg⁻¹ en la especie *A. senilis*, en un ecosistema de Costa de Marfil (Laguna Ebrie), lo que fue considerado como un nivel bajo ya que la laguna está impactada por descargas de drenajes municipales de varias poblaciones. En otro estudio hecho con la especie *A. granosa* por Pradit *et al.*, (2016) se reportaron una concentración de Zn de 57.99 mg kg⁻¹ en la Bahía Pattani de Tailandia, valores que fueron considerados como bajos a pesar de que el ecosistema está fuertemente impactado por actividades marítimas y descargas municipales.

En cuanto a las concentraciones de Cr en la almeja pata de mula (Figura 6), las concentraciones significativamente mayores ($H = 12.66$, $p < 0.05$, $gl = 3$) se determinaron en el muestreo de diciembre 2018 (intervalo de 4.33–9.23 mg kg⁻¹), con niveles similares en los otros tres muestreos (intervalo de 0.86–1.23 mg kg⁻¹). No hay una explicación en relación a las actividades antropogénicas para los altos niveles de acumulación de este metal durante el muestreo la época de frías de 2018, ya que aunque hay variaciones en los cultivos entre épocas, la acumulación del metal fue muy baja en la época de frías de 2019. Tampoco la hay respecto a los requerimientos de Cr, dado que aunque es esencial para muchos procesos fisiológicos, su acumulación fue similar en tres épocas (dos cálidas y una de frías).

En general, las acumulaciones de este metal en la almeja pata de mula es mayor a lo reportado en la literatura. Rivas Mejía (2018) reportó una concentración promedio de Cr de 0.020 mg kg⁻¹ en la almeja pata de mula, colectada en la Bahía de Jiquilisco, en El Salvador, niveles bajos para un ecosistema afectado por descargas municipales y la camaronicultura. En otro estudio, reportaron una concentración promedio de Cr de 0.12 mg kg⁻¹ en la almeja *A. granosa* colectadas, en el Estuario Bangtaboon, Tailandia, que es un ecosistema fuertemente impactado por actividades portuarias y descargas municipales (Sudsandee *et al.*, 2017). Scanes y Roach (1999) compilaron los niveles de Cr en filtradores colectados en ecosistemas de Australia y reportó un intervalo de 0.17–0.48 mg kg⁻¹, valores similares a los reportados en la almeja *Ruditapes decussatus* colectada

en un ecosistema de Italia, en el Mar Mediterráneo (intervalo de 0.17–0.48 mg kg⁻¹; Esposito *et al.* (2018). Estos valores fueron considerados como basales en organismos bivalvos.

Sin embargo, en un estudio realizado en varias especies de bivalvos de las costas de China en ecosistemas con diferentes grados de contaminación (desde mínimamente hasta altamente contaminados por actividades humanas), Lu *et al.*, (2017) reportaron un amplio intervalo de concentración de Cr de 0.20–122 mg kg⁻¹, de los cuales muchos valores estuvieron por encima de los niveles de Cr establecidos en la norma China (2.0 mg kg⁻¹) para productos marinos. Esposito *et al.*, (2018) estimaron, en relación a los niveles basales, que las concentraciones de Cr por encima de 1.50 mg kg⁻¹ en organismos bivalvos son niveles enriquecidos (contaminados), por lo que la almeja pata de mula es un bivalvo con altos niveles de acumulación y puede representar un riesgo para la salud del consumidor.

Respecto a las concentraciones de Mn en la almeja pata de mula (Figura 6), se presentaron diferencias estacionales significativas ($H = 12.24$, $p < 0.05$, $gl = 3$), con la mayor concentración (15.34 mg kg⁻¹) durante el muestreo de noviembre del 2019, mientras que los otros muestreos tuvieron concentraciones similares (intervalo de 6.23–10.33 mg kg⁻¹). En un estudio realizado en tres ecosistemas del Golfo de California con diferentes grados de impactos por actividades humanas, Cadena-Cárdenas *et al.*, (2009) reportaron un intervalo de concentraciones de Mn de 1.21–3.68 mg kg⁻¹ en tres especies de almeja, también con las mayores acumulaciones en especímenes colectados de un ecosistema impactado por la agricultura. Estos niveles de Mn son significativamente menores a los encontrados en este estudio, a pesar de que ambos ecosistemas de estudio tienen impactos de la agricultura intensiva. Como se ha mencionado antes, la acumulación de metales es muy variable entre las especies de invertebrados marinos (Rainbow, 2002) y se ha reportado que la acumulación de este metal en bivalvos posee mecanismos de regulación ya que a pesar de ser un elemento esencial, puede ser neutóxico para varios organismos (Freitas *et al.*, 2016), aunque no hay regulaciones nacionales e internacionales para este elemento. En cuanto a estudios en otros ecosistemas marinos, se reportaron concentraciones promedio de Mn de 10.73 mg kg⁻¹ en especímenes de *Anadara granosa* colectadas en el Estuario Bangtaboon, Tailandia, en un ecosistema fuertemente impactado por actividades portuarias y descargas municipales (Sudsandee *et al.*, 2017). Mendoza Angulo (2014) reportaron concentraciones promedio de Mn de 1.6 mg kg⁻¹ en organismos de *A. tuberculosa*, significativamente menores a las de este estudio, colectados en el estero de Muisne, Ecuador, una laguna impactada por descargas

de drenajes municipales. En contraste, Vargas *et al.*, (2015) reportaron niveles altos de concentraciones de Mn en la almeja pata de mula, con un intervalo de 9.89–27.59 mg kg⁻¹ en especímenes colectados en ecosistemas impactados por actividades agrícolas y descargas municipales, en lagunas costeras de Costa Rica.

Respecto a las concentraciones de Ni en la almeja pata de mula, también se observaron variaciones temporales significativas ($F = 1494.63$, $p < 0.05$, $gl = 3$) (Figura 6), con un incremento de alrededor de 15 veces su concentración del muestreo de marzo 2018 (1.01 mg kg⁻¹) al muestreo de diciembre 2018 (15.50 mg kg⁻¹), mientras que hubo disminuciones significativas en la concentración en los muestreos posteriores, a 8.85 mg kg⁻¹ para el muestreo de marzo 2019 y a 0.98 mg kg⁻¹ para el muestreo de noviembre 2019. Otros estudios con la almeja pata de mula también han mostrado variaciones temporales en las concentraciones de Ni, como lo reportado en ecosistemas de Costa Rica impactados por actividades agrícolas y descargas municipales con un intervalo de concentración de 0.89-1.87 mg kg⁻¹ (Vargas *et al.*, 2015). Niveles de Ni considerados como bajos han sido reportados en otros estudios con almejas pata de mula, con una concentración promedio de 3.21 mg kg⁻¹ en la almeja pata de mula colectada en el Estero Huaylá, Puerto Bolívar, Ecuador, ecosistema impactado por descargas municipales (Tobar, 2013). En otro estudio, Sudsandee *et al.* (2017) reportaron una concentración promedio de 0.20 mg kg⁻¹ en la almeja *A. granosa* colectadas en el Estuario Bangtaboon, Tailandia, en un ecosistema fuertemente impactado por actividades portuarias y descargas municipales. En cambio, Cadena-Cárdenas *et al.*, (2009) reportaron un intervalo de concentración mayor de Ni de 4.40–7.60 mg kg⁻¹ en tres especies de almeja colectadas en ecosistemas del Golfo de California, en el que tales concentraciones no correlacionaron con los ecosistemas más impactados por actividades agrícolas (las mayores concentraciones se encontraron en una laguna considerada como minimamente contaminada).

En el Cuadro 10 se presentan las correlaciones de Pearson de las concentraciones de metales en la almeja pata de mula. Las correlaciones significativamente ($p < 0.05$) positivas fueron Mn:Zn ($t = 2.13$, $r = 0.42$, $gl = 44$) y Cr:Ni ($t = 4.74$, $r = 0.72$, $gl = 44$), mientras que las correlaciones significativas negativas fueron Cu:Zn ($t = 3.07$, $r = -0.56$, $gl = 44$), Cu:Cr ($t = 2.89$, $r = -0.53$, $gl = 44$) y Mn:Ni ($t = 2.12$, $r = -0.41$, $gl = 44$) y Cr ($t = 2.24$, $r = -0.44$, $gl = 44$). Similarmente a lo interpretado con la almeja china, Mn, Zn, Cr y Ni muestran una relación que indica que convergen en rutas metabólicas comunes y/o similares, como el acarreo en proteínas específicas a tales elementos (un ejemplo son las metalotioneínas); mientras que los pares Cu–Zn, Cu–Cr y Mn–Ni

ocurren en vías fisiológicas contrarias o diferentes, como que unos sean detoxificados por gánulos de fosfatos y los otros sean eliminados por acarreos de proteínas afines, ya que cuando uno aumenta su acumulación o eliminación, el otro disminuye en sus niveles o en su excreción (Rainbow, 2002).

En el Cuadro 11 se muestran las cargas de los Componentes Principales para los metales transformados ($\text{Log}_{10} +1$) en la almeja pata de mula. En el componente ACP1 se agrupan Cu, Fe, Ni y Cr, mientras que en el componente ACP2 se agrupan Mn y Zn. Estos dos componentes explican el 68.6% de la variación de los metales (ACP1 = 40.3% y ACP2 = 28.3%), como se observa en la Figura 7. En esta figura, similarmente a lo observado en la almeja china, en los factores hay agrupaciones de las concentraciones de metales por muestreos, donde en el factor ACP1 se agruparon los metales de los muestreos de marzo en las dos épocas, y en el factor ACP2 se agruparon los metales del muestreo de diciembre de 2018. Rainbow *et al.* (1990) explican que metales como Fe, Zn, Cu, Cr, Mn y Ni, son claves en numerosos procesos enzimáticos, y las correlaciones significativas entre estos metales pueden ser debido a las demandas bioquímicas del organismo; o también, que la captación intracelular pasiva de metales no esenciales (o sin función biológica), ocurre bajo distintos procesos o rutas metabólicas que los depuran y transforman dentro del organismo (eliminan y/o almacenan en formas inertes). También puede ser indicativo de que están siendo incorporados, tanto a nivel branquial como digestivo, en procesos similares debido a que provienen de una fuente común (Wang, 2002).

Cuadro 10. Correlaciones de Pearson de los metales en la almeja pata de mula colectada en la Laguna El Tóbari¹.

Variables						
Variables	Cu	Fe	Mn	Zn	Ni	Cr
Cu	1.000					
Fe	-0.156	1.000				
Mn	0.157	0.190	1.000			
Zn	-0.556	0.162	0.422	1.000		
Ni	-0.138	0.229	-0.417	-0.010	1.000	
Cr	-0.533	0.372	-0.439	0.307	0.719	1.000

¹. Valores en negritas indican correlaciones significativas ($p < 0.05$)

Cuadro 11. Cargas de los Componentes Principales para los metales transformados en la almeja pata de mula colectada en la laguna El Tóbari.

Variables	Componentes		
	ACP 1	ACP 2	ACP 3
Cu	-0.68	0.39	-0.48
Fe	0.43	-0.31	-0.76
Mn	-0.41	-0.79	-0.31
Zn	0.39	-0.82	0.23
Ni	0.74	0.40	-0.25
Cr	0.95	0.10	-0.03

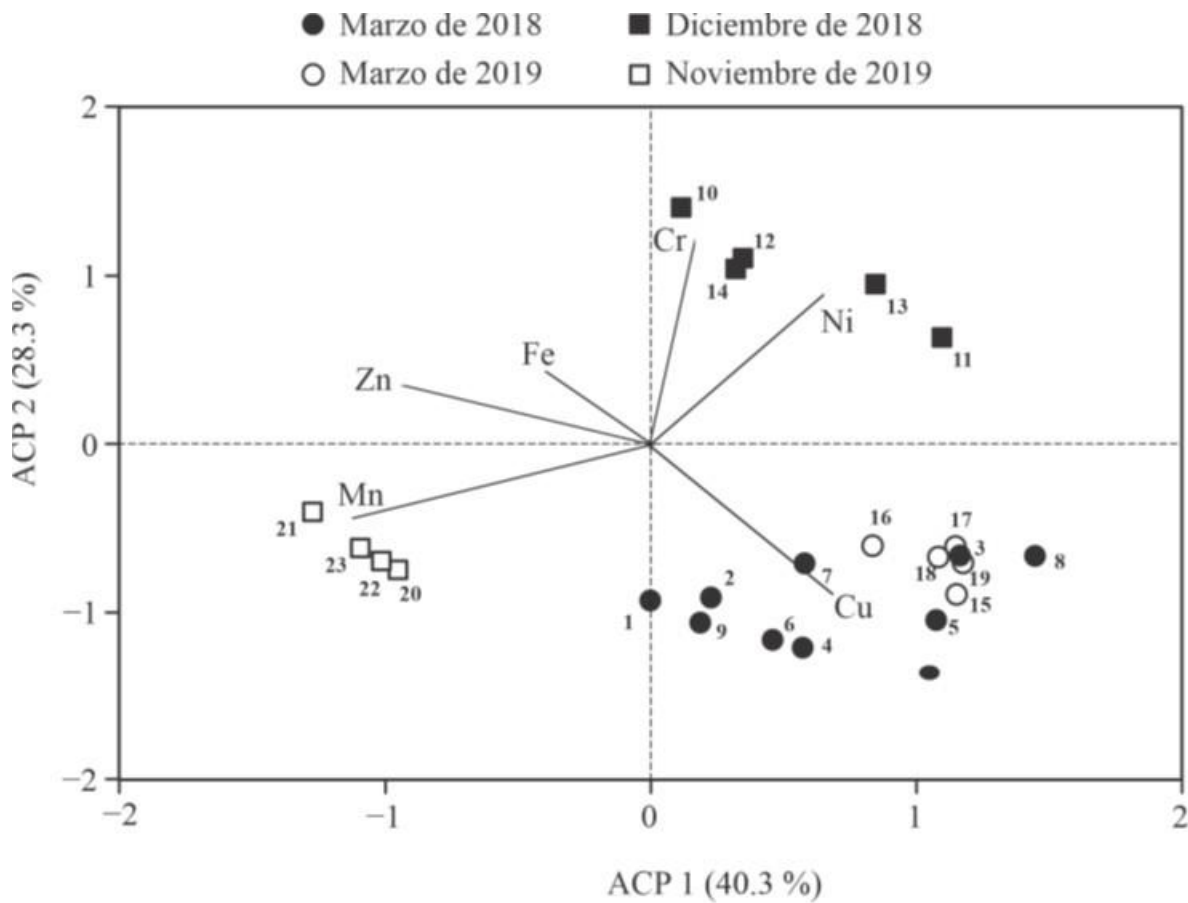


Figura 5. Análisis de Componentes Principales en almeja pata de mula.

Se observaron diferencias en las concentraciones de metales en almeja pata de mula

(PERMANOVA, pseudo- $F_{3,19} = 35.35$, $p < 0.001$), que se determinaron entre todos los grupos de época-año de recolecta (comparación pareada: $p < 0.05$). Los metales que más aportaron a la estructura de marzo de 2018 fueron, en orden descendente, Zn, Cu, Fe y Mn; para diciembre de 2018 fueron Zn, Fe, Cu, Ni y Mn; para marzo de 2019 fueron Zn, Cu, Fe, Mn y Ni; mientras que para noviembre de 2019 fueron Zn, Fe, Cu y Mn (Cuadro 12).

Se observó que existió presencia dominante de Cu, Fe y Zn en las 2 especies de moluscos bivalvos, lo que indica que estos elementos tienen participación en varios procesos fisiológicos en estas especies, a través de diversos mecanismos tanto de incorporación como de procesamiento en los tejidos y órganos. Los metales presentes en forma disuelta en los cuerpos de agua se incorporan principalmente por las branquias y los alimentos. Los moluscos acumulan metales aun después de la ingestión y digestión de los alimentos, y mantienen un equilibrio de los contaminantes en sus tejidos realizando una distribución de éstos en varios tejidos. En invertebrados marinos, frecuentemente los metales son acumulados en los tejidos en concentraciones aún más altas que en el medio que los rodea (Phillips y Rainbow, 1993). Los metales esenciales son incorporados por las necesidades fisiológicas, mientras que los no esenciales son incorporados pero activan mecanismos de detoxificación y/o eliminación; los excesos de los elementos esenciales son almacenados y, cuando rebasan ciertos umbrales de concentraciones, son detoxificados y/o eliminados (Phillips y Rainbow, 1997). Los metales en forma desintoxicada pueden ser excretados o bien almacenarse permanentemente, lo que trae como consecuencia una alta acumulación en ciertos órganos en formas químicas metabólicamente no disponibles, por lo que el organismo puede ser un hiperacumulador de estos elementos, principalmente metales esenciales como Cu, Fe y Zn, (Phillips y Rainbow, 1997).

Cuadro 12. Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) de las concentraciones de metales en almeja pata de mula.

	Abundancia promedio	Similitud promedio	Contribución acumulativa (%)
Marzo 2018			
Similitud promedio: 95.54%			
Zn	5.45	28.38	29.71
Cu	4.83	24.47	55.32
Fe	4.86	23.87	80.30
Mn	2.34	11.57	92.41
Diciembre 2018			
Similitud promedio: 97.33%			
Zn	5.69	25.54	26.24
Fe	5.25	23.43	50.31
Cu	4.14	18.31	69.11
Ni	2.80	12.54	82.00
Mn	2.17	9.71	91.98
Marzo 2019			
Similitud promedio: 98.89%			
Zn	5.40	25.59	25.87
Cu	5.14	24.34	50.49
Fe	4.91	23.43	74.18
Mn	2.40	11.43	85.74
Ni	2.28	10.67	96.52
Diciembre 2019			
Similitud promedio: 98.36%			
Zn	5.87	30.18	30.69
Fe	5.08	25.40	56.51
Cu	4.24	21.68	78.55
Mn	2.79	14.25	93.04

6.4. Metales en la Lisa

En la Figura 8 se presentan las concentraciones de metales determinados en la lisa colectada en El Tóbari durante los cuatro muestreos. Las concentraciones promedio de Fe en lisa fueron las más altas respecto a los otros cinco metales, con variaciones temporales ($H = 24.55$, $p < 0.05$ $gl = 3$) ya que la concentración significativamente ($p < 0.05$) menor se presentó durante noviembre 2019

(71.14 mg kg⁻¹) y la significativamente ($p < 0.05$) mayor durante diciembre 2018 (1883.5 mg kg⁻¹). Las concentraciones promedio de Fe se incrementaron de manera importante de marzo de 2018 (320.33 mg kg⁻¹) a diciembre 2018 (1736.57 mg kg⁻¹), disminuyendo alrededor del 30% para marzo 2019 (1264.57 mg kg⁻¹) y, por último, disminuyendo drásticamente en noviembre 2019 (79.21 mg kg⁻¹). Estas variaciones en las concentraciones de Fe son indicativas que hay descargas diferenciales en El Tóbari, relacionadas con la agricultura y la acuicultura, como fue reportado por Jara-Marini *et al.*, (2013a, 2013b), Vargas-González *et al.*, (2017) y García Hernández *et al.*, (2018). Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2007) reportaron concentraciones de Fe menores a las de este estudio en la misma especie de lisa, colectada en dos lagunas costeras del Golfo de California, con un promedio de 118.7 mg kg⁻¹ en la Bahía de Guaymas (altamente impactada por descargas industriales y urbanas) y un promedio de 110.4 mg kg⁻¹ en la Laguna Altata-El Pabellón (altamente impactada por descargas agrícolas y urbanas); los autores concluyeron que la acumulación de varios metales fue relativamente baja a pesar del impacto antropogénico en los dos ecosistemas. Existen varios estudios sobre el uso de lisa como organismo biomonitor de la contaminación de metales en varios ecosistemas del mundo, que se presentan en los Cuadros 13 y 14, y donde se reportan cantidades variables de estos elementos. Ouali *et al.*, (2018) reportaron concentraciones de Fe en los tejidos de lisa (*M. cephalus*), obtenidos del Golfo de Annaba, Argelia, donde los niveles promedio del metal fueron de 147.73 mg kg⁻¹; reportaron una fuerte correlación positiva entre las concentraciones de Fe en los sedimentos y en tejidos, por impactos de descargas municipales y aguas residuales de la industria y agricultura. En otro estudio sobre la acumulación de Fe en la lisa colectada en diferentes sitios del Mar Mediterránea, en Egipto, se reportó un intervalo del metal de 42.3 a 58.1 mg kg⁻¹, con las mayores acumulaciones en invierno, aunque el autor no consideró que fuera una acumulación significativa (Ghanem, 2019). En contraste, al estudiar la acumulación de Fe en la lisa colectada en las costas de Senegal, impactada por descargas agrícolas y urbanas, Diop *et al.*, (2016) reportaron un intervalo de 89–1174 mg kg⁻¹, lo que los autores concluyen que estuvo relacionado con los impactos de la agricultura.

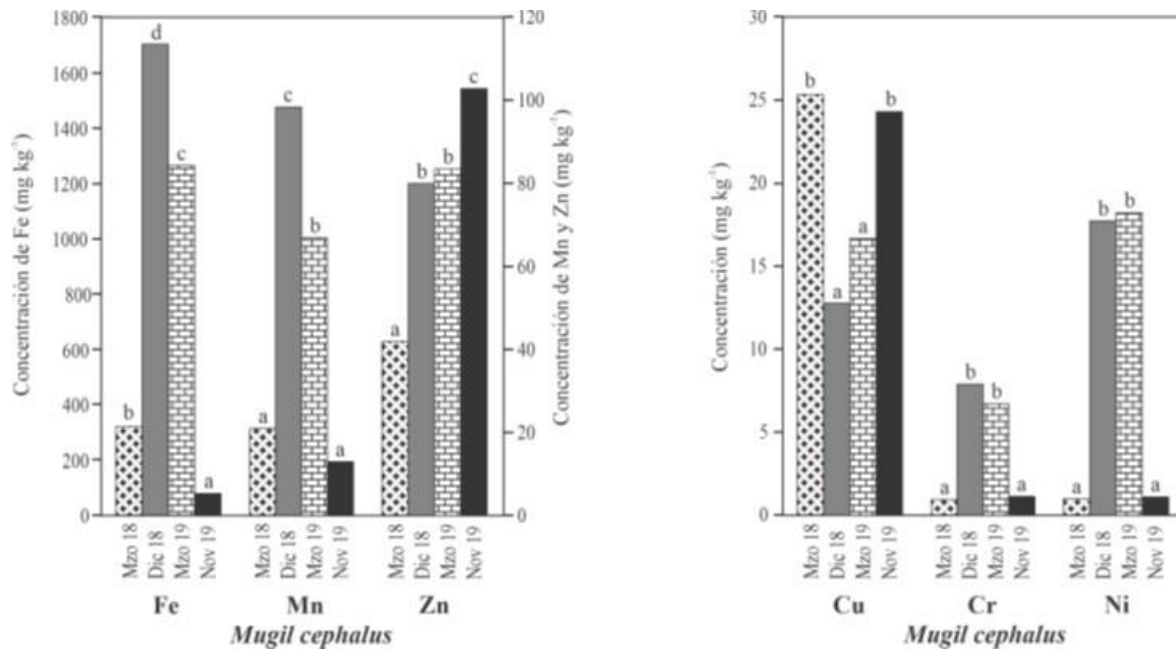


Figura 8. Concentraciones de metales en la lisa, durante los 4 muestreos en el ecosistema lagunar El Tóbari.

Las concentraciones promedio de Mn en la lisa presentaron diferencias estacionales ($H = 19.24$, $p < 0.05$, $gl = 3$) entre los muestreos (Figura 8). La concentración menor se registró en noviembre de 2019 (12.94 mg kg^{-1}) y la mayor en diciembre 2018 (98.28 mg kg^{-1}), donde las concentraciones presentaron un aumento significativo de marzo 2018 (20.86 mg kg^{-1}) a diciembre 2018 (98.28 mg kg^{-1}), y luego una disminución de alrededor de un 30% en marzo 2019 (66.80 mg kg^{-1}) y de aproximadamente un 80% para noviembre de 2019 (12.94 mg kg^{-1}). Estas variaciones temporales son indicativas de que hay fuentes diferenciales y puntuales del metal relacionadas con la agricultura y la acuicultura del camarón (Jara-Marini *et al.*, 2013a, 2013b; Vargas-González *et al.*, 2017; García Hernández *et al.*, 2018). Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2007) reportaron concentraciones de Mn menores a las de este estudio en la misma especie de lisa, colectada en dos lagunas costeras del Golfo de California, con un promedio de 13.2 mg kg^{-1} en la Bahía de Guaymas, una laguna fuertemente altamente impactada por descargas industriales y urbanas; mientras que en la Laguna Altata-El Pabellón reportaron un promedio de 6.81 mg kg^{-1} , ecosistema fuertemente impactado por descargas agrícolas y urbanas; los autores consideraron que la acumulación de este metal fue relativamente baja a pesar del impacto antropogénico en los dos ecosistemas.

Los estudios realizados con lisa en otras regiones del mundo afectados por distintas actividades

antropogénicas, reportan niveles de Mn significativamente menores a los encontrados en este estudio (Cuadros 13 y 14). Por ejemplo, se midieron los niveles de Mn en lisa colectadas en el Mar Negro, Bulgaria, en zonas contaminadas por descargas municipales; se reportó una concentración promedio de 0.31 mg kg^{-1} , que fueron considerados bajos para los impactos que hay en las zonas de estudio (Peycheva *et al.*, 2019). Asimismo, Türkmen *et al.*, (2016) reportaron concentraciones de Mn en la lisa provenientes de la Laguna Hurma Bogazi, Turquía, con una concentración promedio de 0.42 mg kg^{-1} , a pesar de que la zona de estudio está fuertemente impactada por descargas urbanas y agrícolas. En un estudio realizado con *M. cephalus* colectadas en la costa de Machilipatnam, India, en ecosistemas impactados por descargas urbanas; se reportó un intervalo de Mn de $6.30\text{--}11.50 \text{ mg kg}^{-1}$ (Krishna *et al.*, 2014). Topal y Onac (2020) cuantificaron los niveles de Mn en lisa colectadas de la Costa Bandirma, Turquía, zona que recibe muchas aguas residuales de diferentes actividades antropogénicas, encontrando una concentración media del metal fue 7.44 mg kg^{-1} . Estos niveles de acumulación de Mn son menores a las encontradas en este estudio, a pesar de que los ecosistemas fueron considerados altamente impactados por actividades antropogénicas, lo que indica que El Tóbari hay fuentes específicas de este elemento, posiblemente a través de agroquímicos.

Cuadro 13. Concentraciones de metales (mg kg⁻¹) en la lisa reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.

	Fe	Zn	Cu	Cr	Mn	Ni	Ecosistema	Referencia
Lisa	118.7	–	14.2	–	13.2	–	Bahía de Guaymas, Golfo de California, México	Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2007)
Lisa	110.4	–	31.1	–	6.81	–	Laguna Altata-El Pabellón, Golfo de California, México	Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2007)
Lisa	–	18.4	–	–	–	–	Bahia Altata, Golfo de California, México	Ruela-Inzunza y Páez-Osuna (2008)
Lisa	–	12.4	60.3	–	–	–	Estero de Urías, Golfo de California, Mexico	Jara-Marini <i>et al.</i> (2009)
Lisa	–	–	12.0	–	–	–	Bahía de Topolobampo	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> 2010
Lisa	–	–	21.3	–	–	–	Laguna Santa María	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> 2010
Lisa	–	–	12.7	–	–	–	Laguna Altata Ensenada del Pabellón	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> 2010
Lisa	–	–	23.3	–	–	–	Estero de Urías	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> 2010
Lisa	1174.0	–	180.0	0.67	-	0.44	Costa de Senegal	Diop <i>et al.</i> (2016)
Lisa	–	164.7	–	–	–	–	Costa de Ghazaouet, Argelia	Belarbi (2017)
Lisa	–	6.30	–	–	–	–	Golfo de Gabes, Túnez	Annabi <i>et al.</i> (2017)
Lisa	147.7	–	–	–	–	–	Golfo de Annaba, Argelia	Ouali <i>et al.</i> (2018)
Lisa	–	162.0	–	–	–	–	Golfo de Annaba, Argelia	Ouali <i>et al.</i> (2018)
Lisa	58.1	–	–	–	–	4.69	Mar Mediterraneo, Egipto	Ghanem, 2019
Lisa	–	83.8	13.0	–	–	–	El Tóbari, Golfo de California, México	Jara-Marini <i>et al.</i> (2020)

Cuadro 14. Concentraciones de metales (mg kg⁻¹) en lisa reportadas en diferentes estudios alrededor del mundo y su comparación con las concentraciones obtenidas en este estudio.

	Fe	Zn	Cu	Cr	Mn	Ni	Ecosistema	Referencia
Lisa	–	–	–	6.30	–	–	Estuarios de Chile	Tapia <i>et al.</i> (2009)
Lisa	–	–	–	–	11.5	–	Costa de Machilipatnam, India	Krishna <i>et al.</i> (2014)
Lisa blanca	–	–	–	0.52	–	0.42	Laguna Barra de Navidad, Jalisco	Aguilar-Betancourt <i>et al.</i> (2016)
Lisa	–	–	–	0.28	0.42	–	Laguna Hurmabogazi, Turquía	Türkmen <i>et al.</i> (2016)
Lisa	–	–	29.90	–	–	–	Laguna Köyceğiz, Turquía	Genç y Yilmaz (2017)
Lisa	–	–	27.82	–	–	–	Estuario de Oued Sebou, Marruecos	Mansouri <i>et al.</i> (2018)
Lisa	–	–	–	1.33	–	–	Estuario Ennore, India	Malathi <i>et al.</i> (2018)
Lisa	–	–	–	–	0.31	–	Mar Negro, Bulgaria	Peycheva <i>et al.</i> 2019
Lisa	–	–	–	–	7.44	–	Costa Bandirma, Turquía	Topal y Onac (2020)
Lisa	–	–	–	–	–	0.12	Mar Negro, Bulgaria	Fazio <i>et al.</i> 2020
Lisa	757.6	72.2	20.7	3.67	44.5	8.29	El Tóbari, Golfo de California, México	Este estudio

En la Figura 8 también se presentan las concentraciones promedio de Zn en la lisa, presentando diferencias estacionales significativas ($H = 19.35$, $p < 0.05$, $gl = 3$). La concentración menor se presentó en marzo 2018 (42.06 mg kg^{-1}) y la mayor en noviembre 2019 ($102.80 \text{ mg kg}^{-1}$). Las concentraciones aumentaron casi al doble de marzo de 2018 (42.06 mg kg^{-1}) a diciembre de 2018 (79.90 mg kg^{-1}), valor similar al muestreo de marzo 2019 (83.45 mg kg^{-1}); por último, ocurrió un aumento de alrededor del 20% durante el muestreo de noviembre 2019 ($102.80 \text{ mg kg}^{-1}$). En estudios previos en El Tóbari, Jara-Marini *et al.*, (2020) reportaron un intervalo de concentraciones de Zn de $71.6\text{-}83.8 \text{ mg kg}^{-1}$ en la lisas juveniles y adultas, respectivamente; los cuales son similares a los encontrados en este estudio en la lisa adulta. Ruela-Inzunza y Páez-Osuna (2008) reportaron una concentración promedio de Zn de 18.4 mg kg^{-1} en la lisa, en un ecosistema impactado por actividades agrícolas y descargas urbanas (Altata Ensenada del Pabellón, Sinaloa), lo que fue considerado bajo para el grado de contaminación en la zona. Similarmente, en otro estudio realizado en el Estero de Urías, Sinaloa, impactado por descargas municipales, industriales y acuícolas; se reportó un promedio de Zn de 12.4 mg kg^{-1} en la lisa, valores que también fueron considerados como bajos para el grado de impactos de este ecosistema (Jara-Marini *et al.*, 2009). Se han realizado diversos biomonitoreos de la contaminación con Zn utilizando a la lisa en ecosistemas costeros alrededor del mundo (Cuadros 13 y 14). Por ejemplo, Ouali *et al.* (2018) reportaron concentraciones más altas en Zn en lisa colectadas en una zona que recibe descargas de actividades agrícolas e industriales, en el Golfo de Annaba, Argelia; las concentraciones promedio encontradas fueron de 162 mg kg^{-1} , ligeramente mayores a los encontrados en este estudio. También, Youcef y Belarbi (2017) realizaron un estudio de contaminación con Zn en la lisa de la costa de Ghazaouet, Argelia, zona impactada por descargas industriales y urbanas; encontraron concentraciones promedio de $164.67 \text{ mg kg}^{-1}$, también ligeramente mayores a las encontradas en este estudio. Por otro lado, Annabi *et al.*, (2017) reportaron concentraciones de Zn significativamente menores (promedio de 6.30 mg kg^{-1}) a las de este estudio, en la lisa colectada en el Golfo de Gabes, Túnez, a pesar de que la zona está fuertemente impactada por descargas industriales y urbanas.

Respecto al Cu, las concentraciones en la lisa también mostraron diferencias estacionales, con la concentración promedio significativamente mayores ($H = 21.46$, $p < 0.05$, $gl = 3$) se determinaron durante los muestreos de marzo de 2018 (25.35 mg kg^{-1}) y de noviembre de 2019 (24.30 mg kg^{-1}) (Figura 8); los otros muestreos presentaron concentraciones significativamente menores ($p < 0.05$)

a éstos, pero similares entre ellos (12.76 mg kg⁻¹ en diciembre 2018 y 16.65 mg kg⁻¹ en marzo 2019). Previamente en la Laguna el Tóbari, se reportaron intervalos de Cu de 2.29-9.93 mg kg⁻¹ en lisa juvenil y de 5.23-13.79 mg kg⁻¹ en lisa adulta (Jara-Marini *et al.*, 2020), menores a los encontrados en este estudio. En estudios en otros ecosistemas del Golfo de California, Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2007) reportaron concentraciones de Cu similares a las de este estudio en la misma especie de lisa, colectada en dos lagunas costeras del Golfo de California, con un promedio de 14.2 mg kg⁻¹ en la Bahía de Guaymas (altamente impactada por descargas industriales y urbanas) y un promedio de 31.1 mg kg⁻¹ en la Laguna Altata-El Pabellón (altamente impactada por descargas agrícolas y urbanas); los autores estimaron que la acumulación de Cu se relaciona con la agricultura en esta último ecosistema. En otro estudio, Jara-Marini *et al.*, (2009) reportó una concentración promedio de Cu de 60.3 mg kg⁻¹ en lisa, valores que reflejaron los impactos por descargas industriales, urbanas y acuícolas en el Estero de Urías, Sinaloa. En otro estudio realizado en varios ecosistemas del Golfo de California de Sinaloa, impactados por diferentes actividades antropogénicas, se reportaron valores promedio de Cu en lisa de 12.0 mg kg⁻¹ en la Bahía de Topolobampo, 21.3 mg kg⁻¹ en la Laguna Santa María, 12.7 mg kg⁻¹ en la Laguna Altata Ensenada del Pabellón y 23.3 mg kg⁻¹ en la Estero de Urías; las mayores acumulaciones del metal en la lisa se presentaron en ecosistemas impactados por actividades agrícolas, descargas urbanas y acuícolas (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2010).

Se tienen diversos estudios alrededor del mundo donde reportan la concentración de Cu en tejidos de lisa de zonas impactadas por diversas actividades antropogénicas (Cuadros 13 y 14). Por ejemplo, Genç y Yilmaz (2017) encontraron concentraciones similares a las de nuestro estudio en lisas colectadas del Laguna Köyceğiz, Turquía, con una concentración promedio de este metal de 29.90 mg kg⁻¹; la acumulación del metal reflejó el grado del impacto de las descargas industriales y urbanas. De igual manera, Mansouri *et al.*, (2018) determinaron concentraciones promedio de Cu similares a las de este estudio, en organismos colectados en el Estuario de Oued Sebou, Marruecos, que está fuertemente afectado por diversas actividades antropogénicas; el nivel promedio de Cu fue 27.82 mg kg⁻¹, que fue considerado reflejo de tales impactos. En contraste, Diop *et al.* (2016) reportaron variaciones estacionales de Cu, con promedios de Cu de 180 mg kg⁻¹ en época de secas y 373 mg kg⁻¹ en época de lluvias, en lisas colectadas en costas de Senegal, niveles que reflejaron los impactos por descargas agrícolas y urbanas.

Por lo que respecta al Cr, sus concentraciones en la lisa también presentaron diferencias

estacionales ($F = 357.34$, $p < 0.05$, $gl = 3$), con niveles similares en marzo 2018 (0.97 mg kg^{-1}) y noviembre 2019 (1.11 mg kg^{-1}), pero concentraciones significativamente ($p < 0.05$) mayores durante los muestreos de diciembre de 2018 (7.90 mg kg^{-1}) y de marzo de 2019 (6.69 mg kg^{-1}) (Figura 8). Estas variaciones temporales están relacionadas con fuentes diferenciales y puntuales del metal de la agricultura y la acuicultura, como fue reportado previamente (Jara-Marini *et al.*, 2013a, 2013b; Vargas-González *et al.*, 2017; García Hernández *et al.*, 2018). En otros estudios en ecosistemas costeros de México, Aguilar-Betancourt *et al.* (2016) reportaron un promedio de Cr de 0.52 mg kg^{-1} en el músculo de la lisa *M. curema* colectada en la Laguna Barra de Navidad, Jalisco; fue un nivel bajo de Cr considerando que el ecosistema está impactado por descargas municipales, aunque el músculo es uno de los tejidos que menores niveles de acumulación tiene en los peces. En un estudio realizado en lisa colectada en dos estuarios de Chile impactados por descargas de varias industrias alimenticias y municipales, se reportó un intervalo de Cr de $0.30\text{--}6.30 \text{ mg kg}^{-1}$; los niveles más elevados se relacionaron con organismos muestreados en zonas de descargas industriales (Tapia *et al.*, 2009).

Con respecto al uso de lisa como organismo biomonitor de la contaminación por Cr en otros ecosistemas costeros del mundo (Cuadros 13 y 14), Diop *et al.*, (2016) reportaron un intervalo de Cr de $0.31\text{--}0.67 \text{ mg kg}^{-1}$ en organismos colectados en sitios de la costa de Senegal, impactada por aguas residuales que no son tratadas. Similarmente, Türkmen *et al.*, (2016) reportaron una concentración promedio de Cr de 0.28 mg kg^{-1} en la lisa colectada en la Laguna Hurmabogazi, Turquía, valores considerados como bajos para un ecosistema impactado por descargas de la agricultura. En otro estudio, Malathi *et al.*, (2018) reportaron una concentración promedio de Cr de 1.33 mg kg^{-1} , en la lisa proveniente del Estuario Ennore, India, un valor considerado como bajo a pesar de que en el ecosistema descargan efluentes de diversas industrias.

Finalmente, las concentraciones de Ni también presentaron diferencias estacionales, aumentando significativamente ($H = 20.71$, $p < 0.05$, $gl = 3$) (alrededor de 17 veces) su concentración de marzo de 2018 (0.99 mg kg^{-1}) a diciembre de 2018 (17.71 mg kg^{-1}), nivel que aproximadamente se mantuvo en marzo de 2019 (18.16 mg kg^{-1}) y disminuyendo su concentración significativamente ($p < 0.05$) (alrededor de 18 veces) para noviembre de 2019 (1.07 mg kg^{-1}). Estas variaciones temporales tan marcadas en los niveles de Ni son indicativas de que hay fuentes puntuales por épocas del metal relacionadas con la agricultura y la acuicultura del camarón (Jara-Marini *et al.*, 2013a, 2013b; Vargas-González *et al.*, 2017; García Hernández *et al.*, 2018), similarmente como

se observó con Fe, Mn y Cr.

En un estudio con la lisa *M. curema* colectada en la Laguna Barra de Navidad, Jalisco, reportaron un promedio de Ni de 0.42 mg kg⁻¹ en el músculo, el cual fue considerado bajo ya que el ecosistema está impactado por descargas municipales (Aguilar-Betancourt *et al.*, 2016). En estudios sobre los niveles de Ni en la lisa en regiones del mundo (Cuadros 13 y 14), Diop *et al.*, (2016) determinaron la concentración de Ni en especímenes colectados en una zona de la costa de Senegal, impactada por aguas residuales provenientes de diversas actividades antropogénicas, reportando una concentración promedio de 0.44 mg kg⁻¹; nivel que fue bajo considerando el grado de contaminación del área. En otro estudio, se midieron los niveles de Ni en lisa colectadas en el Mar Negro, Bulgaria, en zonas contaminadas de por descargas municipales; se reportó una concentración promedio de 0.12 mg kg⁻¹, que fueron también fueron considerados como bajos para los impactos que hay en las zonas de estudio (Fazio *et al.*, 2020). En contraste, se reportó un intervalo Ni de 3.15–4.69 mg kg⁻¹, en lisas colectadas en la costa noreste de Egipto, en la laguna Damietta, niveles que fueron considerados un reflejo de los impactos en el ecosistema por diversas actividades industriales (Ghanem, 2019).

En la Cuadro 15 se presentan las correlaciones de Pearson de los metales en la lisa. Los metales que presentaron correlaciones significativas ($p < 0.05$) positivas fueron Fe:Mn ($t = 6.24$, $r = 0.77$, $gl = 54$), Fe:Ni ($t = 8.41$, $r = 0.85$, $gl = 54$), Fe:Cr ($t = 8.42$, $r = 0.86$, $gl = 54$), Mn:Ni ($t = 7.15$, $r = 0.81$, $gl = 54$), Mn:Cr ($t = 8.42$, $r = 0.81$, $gl = 54$) y Ni:Cr ($t = 37.10$, $r = 0.99$, $gl = 54$). En contraste, el cobre fue el metal que mostró las correlaciones significativas ($p < 0.05$) negativas: Cu:Fe ($t = 5.12$, $r = -0.71$, $gl = 54$), Cu:Mn ($t = 6.26$, $r = -0.78$, $gl = 54$), Cu:Ni ($t = 8.23$, $r = -0.85$, $gl = 54$) y Cu:Cr ($t = 8.61$, $r = -0.86$, $gl = 54$).

En el Cuadros 16 se presentan las dos cargas resultantes del Análisis de Componentes Principales. Los metales se agruparon en 2 componentes, donde en el ACP1 se agruparon Cu, Fe, Mn, Ni y Cr, mientras que en el ACP2 se agrupó Zn. En la Figura 9 se presentan los dos factores que explican la distribución de metales en los 4 muestreos, y se observa que el factor ACP1 explica el 73.5% de las variaciones y agrupó a los muestreos de diciembre de 2018, marzo de 2019 y noviembre de 2019; mientras que el factor ACP2 agrupó al muestreo de marzo de 2018.

Como se ha discutido previamente, las correlaciones y asociaciones positivas de metales en organismos marinos son indicativos de rutas metabólicas similares, mientras que las negativas indican procesos fisiológicos distintos. Estos elementos son micronutrientes en los peces, con los

mayores requerimientos para Fe y Cu ya que participan en la cadena del transporte de electrones, y de Zn que es requerido para el funcionamiento de aproximadamente 3000 proteínas (Dupont *et al.*, 2010). También se ha reportado que Fe, Mn, Ni y Cr con parte de muchas proteínas (Paquin *et al.*, 2000; Dupont *et al.*, 2010), por lo que sus correlaciones positivas pueden ser debido a procesos enzimáticos y celulares comunes. La correlación negativa entre Cu y Fe es contradictoria, dado que participan como acarreadores de electrones. Se sabe que a ciertos niveles umbrales de concentración de metales (esenciales o no), puede ocurrir la toxicidad pero los mecanismos precisos por los cuales se activa la homeostasis o la detoxificación se desconocen (Chapman y Wang, 2000; Wood, 2012). Considerando que los niveles de acumulación de Fe fueron significativamente mayores a los de Cu en la lisa (Figura 8), posiblemente el organismo procesa los excesos de Fe en mecanismos de almacenamiento o eliminación mientras una parte participa en la cadena de electrones junto con el Cu.

Cuadro 15. Correlaciones de Pearson en lisa colectada en la Laguna El Tóbari.

		Variables					
Variables	Cu	Fe	Mn	Zn	Ni	Cr	
Cu	1.000						
Fe	-0.708	1.000					
Mn	-0.775	0.774	1.000				
Zn	-0.277	0.036	0.082	1.000			
Ni	-0.852	0.855	0.814	0.377	1.000		
Cr	-0.860	0.855	0.820	0.380	0.991	1.000	

¹. Valores en negritas indican significancia ($p < 0.05$)

Cuadro 16. Cargas de los Componentes Principales para los metales transformados en la lisa colectada en El Tóbari.

Variables	Componentes	
	ACP1	ACP2
Cu	0.90	-0.02
Fe	-0.88	-0.29
Mn	-0.88	-0.24
Zn	-0.32	0.94
Ni	-0.98	0.08
Cr	-0.98	0.08

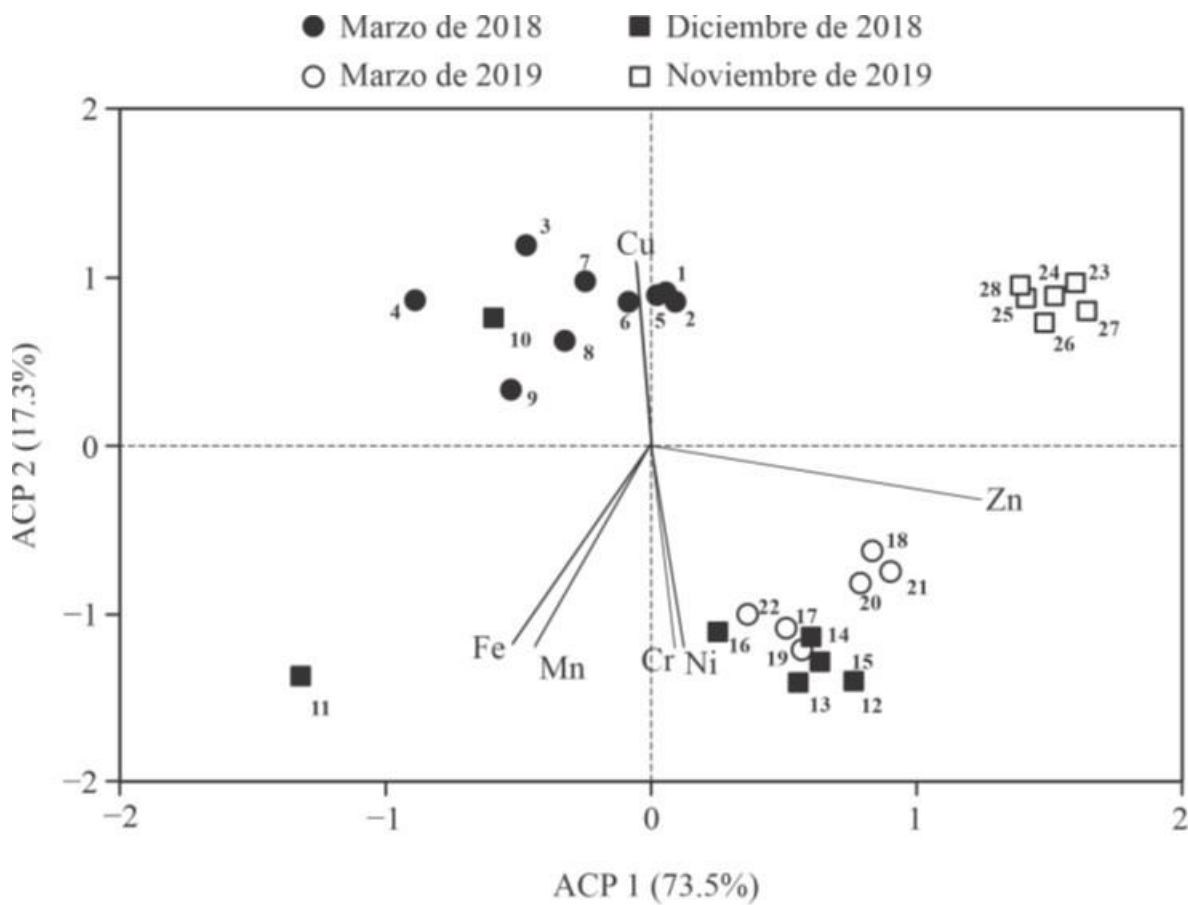


Figura 6. Análisis de Componentes Principales en la lisa.

Se observaron diferencias en las concentraciones de metales en la lisa (PERMANOVA, pseudo- $F_{3,24} = 35.35$, $p < 0.001$). Dichas diferencias se dieron entre todos los grupos de mes-año de recolecta (comparación pareada: $p < 0.05$). Los metales que más aportaron a la estructura de marzo-2018 fueron, en orden descendente Fe, Zn, Cu y Mn; para diciembre 2018 fueron Fe, Mn, Zn, Ni y Cu; para marzo 2019 fueron Fe, Zn, Mn, Ni y Cu; mientras que para noviembre 2019 fueron Zn, Fe, Cu y Mn (Cuadro 17).

Los peces incorporan metales principalmente mediante la respiración (en las branquias) y la alimentación (en el intestino), que son transportados a través del torrente sanguíneo y depositados en órganos específicos, donde los elementos esenciales pueden ser ligados para realizar funciones metabólicas, básicamente como cofactores de muchas enzimas y estructura de biomoléculas. Por ejemplos, el Cu es parte de la ceruplasmina y citocromo C, el Zn es componente de la anhidrasa carbónica y el Fe es parte de la transferrina, la ferritina y hemoglobina (Wood, 2011). Las necesidades fisiológicas de la lisa, bajo diferentes condiciones, pueden explicar las altas acumulaciones de Cu, Fe y Zn que se presentaron durante los 4 muestreos en este estudio, que se agruparon diferencialmente en cada uno (Cuadros 15, 16 y 17; Figura 9). Los peces poseen mecanismos regulatorios para los iones metálicos, que les permiten eliminar y/o detoxificar los excesos de elementos esenciales y a los no esenciales que fueron incorporados, aunque se ha demostrado que cuando rebasan ciertos umbrales de concentración y dependiendo de factores bióticos y abióticos, ocurre la toxicidad para ambos tipos de elementos (Grosell *et al.*, 2007). Se reportó que el Cu libre en exceso en el agua de mar provoca la disrupción de la regulación de la bomba de Na y K en las branquias de los peces (Grosell *et al.*, 2004; Grosell *et al.*, 2007).

Cuadro 17. Resultados del análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) de las concentraciones de metales en lisa.

	Abundancia promedio	Similitud promedio	Contribución acumulativa (%)
Marzo 2018			
Similitud promedio:			
94.27%			
Fe	5.47	29.41	31.20
Zn	3.76	21.87	54.40
Cu	3.25	18.59	74.12
Mn	3.03	16.81	91.95
Diciembre 2018			
Similitud promedio:			
97.36%			
Fe	7.45	30.92	31.76
Mn	4.53	18.10	50.35
Zn	4.32	17.07	67.88
Ni	2.93	12.09	80.30
Cu	2.64	10.70	91.28
Marzo 2019			
Similitud promedio:			
97.04%			
Fe	7.09	30.12	31.04
Zn	4.45	18.89	50.50
Mn	3.94	14.79	65.74
Ni	2.95	12.55	78.67
Cu	2.89	12.26	91.30
Diciembre 2019			
Similitud promedio:			
98.59%			
Zn	4.64	28.20	28.60
Fe	4.38	26.53	55.51
Cu	3.23	19.72	75.51
Mn	2.62	15.48	91.21

6.5. Determinación del Riesgo Aparente por el Consumo de Almejas y Lisa

Los alimentos de origen marino proveen de nutrientes esenciales como los lípidos y las proteínas, y son una fuente barata para amplios sectores de la población. Su consumo es variado y algunos sectores dependen de éstos para mantener su alimentación, como por ejemplo los pescadores y sus familias (Liu *et al.*, 2018). Sin embargo, la urbanización y el crecimiento de las actividades antropogénicas en las zonas costeras ha provocado que las descargas impacten con el aumento de los contaminantes, como los metales y metaloides (Liu *et al.*, 2015). La FAO/OMS (1995) definieron la evaluación de riesgo como un proceso científico que analiza los efectos perjudiciales, conocidos o potenciales que surgen como resultado de la exposición humana a los contaminantes derivados por el consumo de alimentos. En este estudio se calculó el riesgo potencial para la salud de la población a través de la estimación de Riesgo Aparente (RA) utilizando las concentraciones de metales determinadas en las muestras de la dos especies de almeja y la lisa colectadas en 4 muestreos de la Laguna El Tóbari, durante las épocas cálidas (marzo 2018 y 2019) y las épocas frías (diciembre 2018 y noviembre 2019). Los datos antropométricos obtenidos para realizar estos análisis fueron obtenidos del reporte de la OMS (2016) y se consideraron los datos de consumo para la población mexicana reportados por la CONAPESCA (2018).

En los Cuadros 18 y 19 se presentan los promedios de concentración de los metales y los RA por el consumo de la almeja china, durante los 4 muestreos en la Laguna El Tóbari, en mujeres y hombres con diferente peso corporal. Se observa que los valores de RA para cada metal tuvieron variaciones significativas ($p < 0.05$) entre muestreos, tanto para mujeres como en hombres. En general, los RA tuvieron una distribución por metales de $Cr > Ni > Cu \approx Zn \approx Fe > Mn$, durante los 4 muestreos. Así mismo, los valores mayores del RA se observaron en las mujeres, así como también fueron mayores en el normo peso tanto en mujeres como en hombres.

Valores del $RA > 1$ son indicativos de que hay un riesgo a la salud del consumidor, por la exposición a los metales al consumir un alimento. Los metales que tuvieron valores de riesgo a la salud en las mujeres por el consumo de la almeja china fueron: Fe durante los 4 muestreos (intervalo de 1.08–2.12); Zn durante los muestreos de diciembre 2018 y los dos del 2019 (intervalo de 1.02–2.19); Cu durante los muestreos de marzo de 2019 y noviembre de 2019 (intervalo de 1.15–1.61); Cr durante los 4 muestreos (intervalo de 1.01–7.63); y Ni durante los muestreos de diciembre de 2018 y marzo de 2019 (intervalo de 2.02–2.68).

Cuadro 18. Concentración promedio (mg kg^{-1} , base húmeda (BH)) y riesgo aparente en mujeres con diferente peso corporal, por consumo de almeja china colectada en la Laguna El Tóbari.

Metal	Peso corporal	Concentración (mg kg^{-1} , BH)				Riesgo Aparente			
		Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019	Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019
Fe	Normo peso					1.6273 ^b	1.4758 ^{ab}	2.1223 ^b	1.1588 ^a
	Sobrepeso	120.35	109.14	156.95	85.69	1.3359 ^{ab}	1.2115 ^{ab}	1.7422 ^b	0.9512 ^a
	Obesidad					1.1934 ^a	1.0822 ^a	1.5564 ^{ab}	0.8498 ^a
Mn	Normo peso					0.2922 ^b	0.3034 ^b	0.2452 ^{ab}	0.3383 ^b
	Sobrepeso	4.32	4.49	3.63	5.00	0.2399 ^{ab}	0.2490 ^{ab}	0.2013 ^a	0.2777 ^{ab}
	Obesidad					0.2143 ^a	0.2225 ^a	0.1798 ^a	0.2481 ^{ab}
Zn	Normo peso					0.6421 ^{ab}	1.2666 ^{bc}	1.2465 ^{bc}	2.1890 ^c
	Sobrepeso	20.35	40.14	39.51	69.38	0.5271 ^a	1.0397 ^b	1.0232 ^b	1.7969 ^{bc}
	Obesidad					0.4708 ^a	0.9288 ^{ab}	0.9141 ^{ab}	1.6052 ^{bc}
Cu	Normo peso					2.0485 ^c	0.7758 ^b	0.3873 ^a	1.8785 ^c
	Sobrepeso	8.66	3.28	1.64	7.94	1.6816 ^c	0.6369 ^{ab}	0.3179 ^a	1.5420 ^c
	Obesidad					1.5022 ^c	0.5689 ^{ab}	0.2840 ^a	1.3776 ^c
Cr	Normo peso					1.4840 ^a	9.7099 ^c	7.2448 ^{bc}	1.5372 ^a
	Sobrepeso	0.47	3.08	2.30	0.49	1.2182 ^a	7.9708 ^{bc}	5.9472 ^b	1.2619 ^a
	Obesidad					1.0883 ^a	7.1206 ^{bc}	5.3128 ^b	1.1273 ^a
Ni	Normo peso					0.1829 ^a	3.3043 ^b	3.4079 ^b	0.2279 ^a
	Sobrepeso	0.39	6.98	7.20	0.48	0.1501 ^a	2.7125 ^b	2.7975 ^b	0.1870 ^a
	Obesidad					0.1341 ^a	2.4231 ^b	2.4991 ^b	0.1671 ^a

Cuadro 19. Concentración promedio (mg kg⁻¹, base húmeda (BH)) y riesgo aparente en hombres con diferente peso corporal, por consumo de almeja china colectada en la Laguna El Tóbari.

Metal	Peso corporal	Concentración (mg kg ⁻¹ , BH)				Riesgo Aparente			
		Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019	Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019
Fe	Normo peso					1.2786 ^{ab}	1.1595 ^{ab}	1.6675 ^b	0.9104 ^{ab}
	Sobrepeso	120.35	109.14	156.95	85.69	1.0655 ^{ab}	0.9663 ^{ab}	1.3896 ^b	0.7587 ^a
	Obesidad					0.9945 ^{ab}	0.9019 ^{ab}	1.2970 ^{ab}	0.7081 ^a
Mn	Normo peso					0.2296 ^a	0.2384 ^a	0.1927 ^a	0.2658 ^a
	Sobrepeso	4.32	4.49	3.63	5.00	0.1913 ^a	0.1986 ^a	0.1606 ^a	0.2215 ^a
	Obesidad					0.1786 ^a	0.1854 ^a	0.1499 ^a	0.2067 ^a
Zn	Normo peso					0.5045 ^a	0.9952 ^{bc}	0.9794 ^{bc}	1.7199 ^c
	Sobrepeso	20.35	40.14	39.51	69.38	0.4204 ^a	0.8293 ^{ab}	0.8162 ^{ab}	1.4333 ^c
	Obesidad					0.3924 ^a	0.7740 ^{ab}	0.7617 ^{ab}	1.3377 ^c
Cu	Normo peso					1.6095 ^c	0.6096 ^b	0.3043 ^a	1.4760 ^c
	Sobrepeso	8.66	3.28	1.64	7.94	1.3412 ^c	0.5080 ^b	0.2536 ^a	1.2300 ^c
	Obesidad					1.2518 ^c	0.4741 ^{ab}	0.2367 ^a	1.1480 ^c
Cr	Normo peso					1.1660 ^a	7.6292 ^c	5.6923 ^{bc}	1.2078 ^a
	Sobrepeso	0.47	3.08	2.30	0.49	0.9717 ^a	6.3576 ^{bc}	4.7436 ^b	1.0065 ^a
	Obesidad					0.9069 ^a	5.9338 ^{bc}	4.4274 ^b	0.9394 ^a
Ni	Normo peso					0.1437 ^a	2.5962 ^b	2.6776 ^b	0.1790 ^a
	Sobrepeso	0.39	6.98	7.20	0.48	0.1197 ^a	2.1635 ^b	2.2313 ^b	0.1492 ^a
	Obesidad					0.1118 ^a	2.0193 ^b	2.0826 ^b	0.1392 ^a

Los metales con los valores de RA significativamente mayores ($p < 0.05$) fueron Cr y Ni durante los muestreos diciembre de 2018 (intervalos de 7.12–9.71 y 2.42–3.30, respectivamente) y marzo de 2019 (intervalos de 5.31–7.24 y 2.50–3.41, respectivamente).

Los metales que tuvieron valores de riesgo a la salud en los hombres por el consumo de la almeja china fueron: Fe durante los muestreos de marzo y diciembre de 2018 y marzo de 2019 (intervalo de 1.07–1.67); Zn durante el muestreo de noviembre de 2018 (intervalo de 1.34–1.72); Cu durante los muestreos de marzo de 2019 y noviembre de 2019 (intervalo de 1.38–2.05), Cr durante los 4 muestreos (intervalo de 1.09–9.71), y Ni durante los muestreos de diciembre de 2018 y marzo de 2019 (intervalo de 2.42–3.41). Al igual que en el caso de las mujeres, los metales con los valores de RA significativamente mayores ($p < 0.05$) en los hombres fueron Cr y Ni durante los muestreos diciembre de 2018 (intervalos de 5.93–7.63 y 2.02–2.60, respectivamente) y marzo de 2019 (intervalos de 4.43–5.69 y 2.08–2.68, respectivamente).

Sobrino-Figueroa *et al.*, (2007) determinaron los RA por la exposición de Cr por el consumo de almeja catarina *Argopecten ventricosus*, en mujeres y hombres con diferente peso corporal, en cocteles de diferente tamaño. Los intervalos del RA reportados fueron de 0.05–0.20 en mujeres y de 0.04–0.15 en hombres, que son menores a los encontrados en este estudio. Así mismo, en un estudio sobre el riesgo de exposición a metales por el consumo de productos marinos en la Bahía Sanmen, China, se reportaron promedios del RA de 0.13 para Cr, 0.11 para Cu y 0.08 para Zn (Liu *et al.*, 2018). En otro estudio realizado por el consumo normal y de alta frecuencia de la almeja *Corbicula javanica* por una población de Malasia (Yap *et al.*, 2021), se reportaron intervalos del RA de 0.03–0.10 para Cr, 0.013–0.038 para Cu, 0.001–0.002 para Mn, 0.017–0.058 para Ni y 0.015–0.039 para Zn; el consumo de la almeja fue considerado de bajo riesgo para la exposición de metales, valores que son significativamente menores a los encontrados en este estudio. En contraste, Han *et al.*, (1998) reportaron intervalos del RA de 1.25–9.33 para Cu y de 0.24–1.77 para Zn, en la población general de Taiwan, China, por el consumo de ostiones bajo un consumo normal y uno de alta frecuencia; el alto consumo de ostiones se consideró de riesgo para sectores de la población de pescadores, que por sus limitaciones económicas no tienen muchas opciones alimenticias.

Los resultados de RA de este estudio indican que los riesgos a la salud por la exposición a metales (principalmente a Cr y Ni) por el consumo de almeja china en mujeres y hombres, son altos si se considera que hay población vulnerable en tres pueblos aledaños a la Laguna El Tóbari. Entre ellos

están los pescadores y sus familias que, por sus limitaciones económicas, sus opciones de consumo de alimentos es limitado y dependen de los productos de la pesca para su sobrevivencia.

En los Cuadros 20 y 21 se presentan los promedios de concentración de los metales y los RA por el consumo de la almeja pata de mula, durante los 4 muestreos en la Laguna El Tóbari, en mujeres y hombres con diferente peso corporal. Se observa que hubo variaciones temporales significativas ($p < 0.05$) en los valores de RA para todos los metales, tanto para mujeres como en hombres. En general, los RA tuvieron una distribución por metales de $Cu > Cr > Zn > Ni > Fe > Mn$, durante los 4 muestreos. Al igual que en el caso de la almeja china, los valores mayores del RA en la almeja pata de mula se observaron en las mujeres, así como también fueron mayores en el normo peso tanto en mujeres como en hombres.

Como se indicó previamente, los valores del $RA > 1$ indican un riesgo a la salud del consumidor por la exposición a los metales al consumir un alimento. Así, los metales que tuvieron valores de riesgo a la salud en las mujeres por el consumo de la almeja pata de mula fueron: Fe durante el muestreo de diciembre de 2018 (promedio de 1.04 para normo peso); Zn durante los 4 muestreos (intervalo de 2.06–4.47); Cu durante los 4 muestreos (intervalo de 4.38–16.23), Cr durante los 4 muestreos (intervalo de 1.02–7.12); y Ni durante los muestreos de diciembre de 2018 y marzo de 2019 (intervalo de 1.24–2.95). Los metales con los valores de RA significativamente mayores ($p < 0.05$) en las mujeres fueron Cu durante el muestreo de marzo de 2018 (intervalo de 9.14–12.47) y marzo de 2019 (intervalo de 11.90–16.23); y Cr durante el muestreo de diciembre de 2018 (intervalo de 5.22–7.12).

En cuanto a los hombres, los metales que tuvieron valores de riesgo a la salud por el consumo de la almeja pata de mula fueron: Zn durante los 4 muestreos (intervalo de 1.71–3.52); Cu durante los 4 muestreos (intervalo de 3.65–12.76); Cr durante los muestreos de marzo de 2018, diciembre de 2018 y marzo de 2019 (intervalo de 1.06–5.60); y Ni durante los muestreos de diciembre de 2018 y marzo de 2019 (intervalo de 1.03–2.32). Similarmente al caso de las mujeres, los metales con los valores de RA significativamente mayores ($p < 0.05$) en los hombres fueron Cu durante los muestreos de marzo de 2018 (intervalo de 7.61–9.80) y marzo de 2019 (intervalo de 9.92–12.75); y Cr durante el muestreo diciembre de 2018 (intervalo de 4.35–5.60).

Al estudiar el riesgo por exposición a metales por el consumo de la almeja *Anadara granosa* en una población de Tailandia, Sudsandee *et al.*, (2017) reportaron valores del $RA \ll 1$ para Cr, Cu, Mn, Ni y Zn (intervalo de 0.0002–0.0020), por lo que no hubo un riesgo a la salud por su consumo.

Cuadro 20. Concentración promedio (mg kg⁻¹, base húmeda (BH)) y riesgo aparente en mujeres con diferente peso corporal, por consumo de almeja pata de mula colectada en la Laguna El Tóbari.

Metal	Peso corporal	Concentración (mg kg ⁻¹ , BH)				Riesgo aparente			
		Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019	Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019
Fe	Normo peso					0.8162 ^{ab}	1.0420 ^b	0.7315 ^{ab}	0.8915 ^{ab}
	Sobrepeso	60.36	77.06	54.10	65.93	0.6701 ^{ab}	0.8554 ^{ab}	0.6005 ^{ab}	0.7318 ^{ab}
	Obesidad					0.5986 ^{ab}	0.7642 ^{ab}	0.5364 ^{ab}	0.6538 ^{ab}
Mn	Normo peso					0.2614 ^{ab}	0.2120 ^a	0.2742 ^{ab}	0.4176 ^b
	Sobrepeso	3.87	3.14	4.06	6.18	0.2146 ^a	0.1741 ^a	0.2251 ^a	0.3428 ^b
	Obesidad					0.1917 ^a	0.1555 ^a	0.2011 ^a	0.3062 ^b
Zn	Normo peso					2.9642 ^{ab}	3.7942 ^{bc}	2.8075 ^{ab}	4.4697 ^c
	Sobrepeso	93.95	120.26	88.98	141.66	2.4351 ^a	3.1170 ^{ab}	2.3064 ^a	3.6719 ^{bc}
	Obesidad					2.1753 ^a	2.7845 ^{ab}	2.0603 ^a	3.2802 ^{bc}
Cu	Normo peso					12.4665 ^{bc}	5.9721 ^a	16.2337 ^c	6.5565 ^a
	Sobrepeso	52.68	25.24	68.60	27.71	10.2337 ^b	4.9025 ^a	13.3262 ^{bc}	5.3822 ^a
	Obesidad					9.1421 ^b	4.3795 ^a	11.9047 ^{bc}	4.8081 ^a
Cr	Normo peso					1.3511 ^a	7.1239 ^c	1.3889 ^a	1.2681 ^a
	Sobrepeso	0.43	2.26	0.44	0.40	1.1091 ^a	5.8479 ^{bc}	1.1402 ^a	1.0383 ^a
	Obesidad					0.9908 ^a	5.2242 ^b	1.0185 ^a	0.9276 ^a
Ni	Normo peso					0.1922 ^a	2.9527 ^c	1.6853 ^{bc}	0.1878 ^a
	Sobrepeso	0.41	6.24	3.56	0.40	0.1578 ^a	2.4238 ^c	1.3834 ^b	0.1542 ^a
	Obesidad					0.1409 ^a	2.1653 ^c	1.2359 ^b	0.1377 ^a

Cuadro 21. Concentración promedio (mg kg^{-1} , base húmeda (BH)) y riesgo aparente en hombres con diferente peso corporal, por consumo de almeja pata de mula colectada en la Laguna El Tóbari.

Metal	Peso corporal	Concentración (mg kg^{-1} , BH)				Riesgo aparente			
		Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019	Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019
Fe	Normo peso					0.6413 ^a	0.8188 ^a	0.5747 ^a	0.7005 ^a
	Sobrepeso	60.36	77.06	54.10	65.93	0.5344 ^a	0.6823 ^a	0.4790 ^a	0.5837 ^a
	Obesidad					0.4988 ^a	0.6368 ^a	0.4470 ^a	0.5448 ^a
Mn	Normo peso					0.2054 ^{ab}	0.1666 ^a	0.2154 ^{ab}	0.3281 ^b
	Sobrepeso	3.87	3.14	4.06	6.18	0.1712 ^a	0.1388 ^a	0.1795 ^a	0.2734 ^b
	Obesidad					0.1597 ^a	0.1296 ^a	0.1676 ^a	0.2552 ^b
Zn	Normo peso					2.3307 ^{ab}	2.9834 ^{bc}	2.2075 ^{ab}	3.5145 ^c
	Sobrepeso	93.95	120.26	88.98	141.66	1.9423 ^a	2.4862 ^{bc}	1.8396 ^a	2.9288 ^{bc}
	Obesidad					1.8128 ^a	2.3204 ^a	1.7170 ^a	2.7335 ^b
Cu	Normo peso					9.7951 ^{bc}	4.6924 ^a	12.7550 ^c	5.1515 ^a
	Sobrepeso	52.68	25.24	68.60	27.71	8.1626 ^b	3.9103 ^a	10.6292 ^{bc}	4.2929 ^a
	Obesidad					7.6184 ^b	3.6496 ^a	9.9206 ^{bc}	4.0067 ^a
Cr	Normo peso					1.0616 ^a	5.5973 ^b	1.0913 ^a	0.9938 ^a
	Sobrepeso	0.43	2.26	0.44	0.40	0.8846 ^a	4.6644 ^b	0.9094 ^a	0.8282 ^a
	Obesidad					0.8257 ^a	4.3535 ^b	0.8488 ^a	0.7730 ^a
Ni	Normo peso					0.1510 ^a	2.3199 ^c	1.3241 ^b	0.1476 ^a
	Sobrepeso	0.41	6.24	3.56	0.40	0.1258 ^a	1.9333 ^{bc}	1.1034 ^b	0.1230 ^a
	Obesidad					0.1174 ^a	1.8044 ^c	1.0299 ^b	0.1148 ^a

Similarmente, se reportó un intervalo del RA para Cr de 0.001–0.04 al estudiar el riesgo a la salud en una comunidad costera en China, por el consumo de tres especies de bivalvos (Zhao *et al.*, 2016). En otro estudio sobre el riesgo a la salud por Cr, Sobrino-Figueroa *et al.*, (2007) reportaron intervalos de RA de 0.15–0.20 en mujeres y de 0.10–0.15 en hombres, debido al consumo de cocteles grandes (350 g) de la almeja catarina, por lo que su consumo no representó un riesgo a la salud en niños, mujeres y hombres. Los niveles de Cr encontrados en este estudio en la almeja pata de mula son hasta 8 veces mayor que los niveles reportados por estos autores; aunque no representaron un riesgo a la salud, el consumo frecuente de estos moluscos en ciertos sectores vulnerables de la población en los alrededores de El Tóbari (por ejemplo niños, adultos mayores y mujeres embarazadas), pudieran representar un riesgo por la exposición crónica, aunque se deben hacer las estimaciones precisas de su consumo del riesgo real.

En los Cuadros 22 y 23 se presentan los promedios de concentración de los metales y los resultados del RA para cada uno, durante los 4 muestreos en la Laguna El Tóbari, por consumo de la lisa en mujeres y hombres con diferente peso corporal. Los valores del RA presentaron variaciones temporales significativas ($p < 0.05$) para todos los metales, tanto en mujeres como en hombres. En general, los RA tuvieron una distribución por metales de $Cr > Fe > Ni > Cu > Mn > Zn$, durante los 4 muestreos para los dos casos. Además, se observa que los valores mayores del RA en la por el consumo de la lisa son mayores en las mujeres, así como también fueron mayores en el normo peso tanto en mujeres como en hombres.

Los metales que son un riesgo a la salud ($RA > 1$) de las mujeres por el consumo de lisa fueron: Fe durante los muestreos de marzo y diciembre de 2018, y marzo de 2019 (intervalo de 1.13–8.30); Mn durante los muestreos de diciembre de 2018 y marzo de 2019 (intervalo de 1.14–2.30); Zn durante el muestreo de noviembre de 2019 (promedio de 1.16 para normo peso); Cu durante los 4 muestreos (intervalo de 1.05–2.14); Cr durante los 4 muestreos (intervalo de 1.09–8.48); y Ni durante los muestreos de diciembre 2018 y marzo 2019 (intervalo de 2.18–3.07).

En cuando a los hombres, los metales que presentaron un riesgo a la salud ($RA > 1$) por el consumo de lisa fueron: Fe durante los muestreos de marzo de 2018 y diciembre de 2018, y marzo de 2019 (1.01–6.52); Mn en los muestreos de diciembre de 2018 y marzo de 2019 (intervalo 1.01–1.80); Cu en los muestreos de marzo de 2018, marzo de 2019 y noviembre de 2019 (intervalo 1.12–1.68); Cr durante los muestreos de diciembre 2018 y marzo de 2019 (intervalo 4.70–6.66); y Ni durante los muestreos de diciembre 2018 y marzo 2019 (intervalo 1.83–2.41).

Cuadro 22. Concentración promedio (mg kg⁻¹, base húmeda (BH)) y riesgo aparente en mujeres con diferente peso corporal, por consumo de lisa colectada en la Laguna El Tóbari.

Metal	Peso corporal	Concentración (mg kg ⁻¹ , BH)				Riesgo aparente			
		Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019	Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019
Fe	Normo peso					1.5444 ^b	8.3012 ^c	5.7890 ^{cd}	0.3819 ^a
	Sobrepeso	127.65	686.13	478.48	31.57	1.2678 ^b	6.8144 ^{de}	4.7521 ^c	0.3135 ^a
	Obesidad					1.1326 ^b	6.0876 ^{de}	4.2453 ^c	0.2801 ^a
Mn	Normo peso					0.5029 ^b	2.3002 ^c	1.5530 ^c	0.3119 ^{ab}
	Sobrepeso	8.31	38.02	25.67	5.16	0.4128 ^{ab}	1.8882 ^c	1.2748 ^c	0.2561 ^a
	Obesidad					0.3688 ^{ab}	1.6868 ^c	1.1388 ^c	0.2287 ^a
Zn	Normo peso					0.4731	0.8869	0.9575	1.1565
	Sobrepeso	16.76	31.42	33.92	40.97	0.3884	0.7280	0.7860	0.9494
	Obesidad					0.3470	0.6504	0.7022	0.8481
Cu	Normo peso					2.1384 ^b	1.1048 ^a	1.4313 ^{ab}	2.0502 ^b
	Sobrepeso	10.10	5.22	6.76	9.68	1.7554 ^b	0.9069 ^a	1.1749 ^{ab}	1.6830 ^b
	Obesidad					1.5682 ^a	0.8102 ^a	1.0496 ^b	1.5035 ^{ab}
Cr	Normo peso					1.0861 ^a	8.4792 ^b	7.7031 ^b	1.2501 ^a
	Sobrepeso	0.38	3.00	2.73	0.44	0.8916 ^a	6.9605 ^b	6.3234 ^b	1.0262 ^a
	Obesidad					0.7965 ^a	6.2181 ^b	5.6489 ^b	0.9168 ^a
Ni	Normo peso					0.1672 ^a	2.9959 ^b	3.0703 ^b	0.1813 ^a
	Sobrepeso	0.39	7.07	7.25	0.43	0.1372 ^a	2.4593 ^b	2.5204 ^b	0.1488 ^a
	Obesidad					0.1226 ^a	2.1970 ^b	2.2516 ^b	0.1329 ^a

Cuadro 23. Concentración promedio (mg kg^{-1} , base húmeda (BH)) y riesgo aparente en hombres con diferente peso corporal, por consumo de lisa colectada en la Laguna El Tóbari.

Metal	Peso corporal	Concentración (mg kg^{-1} , BH)				Riesgo aparente			
		Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019	Marzo 2018	Diciembre 2018	Marzo 2019	Noviembre 2019
Fe	Normo peso					1.2135 ^b	6.5224 ^e	4.5485 ^{cd}	0.3001 ^a
	Sobrepeso	127.65	686.13	478.48	31.57	1.0112 ^b	5.4353 ^{de}	3.7904 ^c	0.2501 ^a
	Obesidad					0.9438 ^b	5.0730 ^{de}	3.5377 ^c	0.2334 ^a
Mn	Normo peso					0.3951 ^a	1.8073 ^c	1.2202 ^{bc}	0.2451 ^a
	Sobrepeso	8.31	38.02	25.67	5.16	0.3293 ^a	1.5061 ^{bc}	1.0168 ^b	0.2042 ^a
	Obesidad					0.3073 ^a	1.4057 ^{bc}	0.9490 ^b	0.1906 ^a
Zn	Normo peso					0.3717 ^a	0.6968 ^b	0.7523 ^{bc}	0.9087 ^c
	Sobrepeso	16.76	31.42	33.92	40.97	0.3098 ^a	0.5807 ^b	0.6269 ^b	0.7572 ^{bc}
	Obesidad					0.2891 ^a	0.5420 ^b	0.5852 ^b	0.7068 ^b
Cu	Normo peso					1.6802 ^c	0.8681 ^{ab}	1.1246 ^b	1.6109 ^c
	Sobrepeso	10.10	5.22	6.76	9.68	1.4002 ^{bc}	0.7234 ^{ab}	0.9371 ^b	1.3424 ^{bc}
	Obesidad					1.3068 ^{bc}	0.6752 ^a	0.8747 ^{ab}	1.2529 ^{bc}
Cr	Normo peso					0.8534 ^a	6.6622 ^b	6.0524 ^b	0.9822 ^a
	Sobrepeso	0.38	3.00	2.73	0.44	0.7112 ^a	5.5519 ^b	5.0437 ^b	0.8185 ^a
	Obesidad					0.6637 ^a	5.1817 ^b	4.7074 ^b	0.7640 ^a
Ni	Normo peso					0.1314 ^a	2.3539 ^b	2.4124 ^b	0.1424 ^a
	Sobrepeso	0.39	7.07	7.25	0.43	0.1095 ^a	1.9616 ^b	2.0103 ^b	0.1187 ^a
	Obesidad					0.1022 ^a	1.8308 ^b	1.8763 ^b	0.1108 ^a

Mwakalapa *et al.* (2018) determinaron el riesgo por la exposición a distintos metales por el consumo de lisa en personas adultas, y reportaron un intervalo de 0.0009–0.001, significativamente menores a los reportados en este estudio. Similarmente, otros estudios realizados en diversas regiones del mundo donde estimaron los riesgos por el consumo de lisa en adultos con diversos pesos corporales, han reportado intervalos menores a los de este estudio (intervalo de 0.015–0.22 por Moslen, 2017; intervalo de 0.0004–0.24 por Peycheva *et al.*, 2019). Sin embargo, se reportó un promedio de RA de 10.19 para Cu para hombres y mujeres adultos en Nigeria (Ihunwo *et al.*, 2020), el cual es superior al obtenido en este estudio.

Los resultados de RA obtenidos en este estudio por el consumo de la lisa también evidencian riesgos a la salud por la exposición a metales (principalmente a Fe, Cr y Ni), tanto en mujeres como en hombres. Como se indicó previamente, los de mayor riesgo a la salud es la población vulnerable en tres pueblos aledaños a la Laguna El Tóbari, como lo son los pescadores y sus familias que, por sus limitaciones económicas, sus opciones de consumo de alimentos son limitadas y dependen de los productos de la pesca para su sobrevivencia. Sin embargo, se requieren de más estudios para evaluar, por un lado, si la exposición es crónica; y por otro, si hay efectos probables en la población de diferentes edades.

7. CONCLUSIONES

- Las distribuciones de las concentraciones de metales en los moluscos almeja china y almeja pata de mula fueron $Fe > Zn > Cu > Mn > Ni > Cr$, mientras que en la lisa fue $Fe > Zn > Mn > Cu > Ni > Cr$. Entre los organismos, y de manera general, las acumulaciones de los metales fueron lisa > almeja pata de mula > almeja china. Todos los metales, a excepción de Mn en almeja china, mostraron diferencias estacionales en sus concentraciones y estuvieron relacionadas con las actividades acuícolas y agrícolas de la zona.
- Los diferentes análisis de multivariados mostraron relaciones entre el Índice de Condición de los moluscos bivalvos y algunos metales (Cu, Zn, Ni y Cr), y relaciones entre algunos metales en las tres especies lo que indica que los metales están involucrados en procesos fisiológicos similares (Fe, Ni y Cr) en algunos casos y en mecanismos diferentes en otros casos (Cu y Mn).
- El análisis PERMANOVA mostró que entre los metales, Cu y Fe fueron los elementos preponderantes en las tres especies, lo que está relacionado con mecanismos fisiológicos de uso o toxicidad, en diferentes procesos metabólicos.
- El Análisis de Componentes Principales mostró que los metales tuvieron variaciones marcadas entre las épocas de muestreo, que no tuvieron una relación directa con el ciclo reproductivo, y lo que es indicativo que las descargas de estos contaminantes varían asociadas a los ciclos agrícolas y de la acuicultura del camarón.
- Los metales mostraron patrones de bioacumulación estacionales en las tres especies por lo que éstas pueden ser utilizadas como organismos biomonitores para estimar los impactos de las actividades antropogénicas sobre los niveles de metales.
- Los riesgos aparentes para todos los metales por el consumo de las tres especies fueron >1 , por lo que el consumo de estas especies representa un riesgo a la salud de la población adulta.

8. RECOMENDACIONES

- Realizar biomonitoreos en las 4 épocas del año en la Laguna El Tóbari, para determinar las variaciones en las concentraciones de los metales con respecto los ciclos completos de las actividades de la acuicultura y las agrícolas.
- Realizar biomonitoreos conjuntos con otras especies marinas en la Laguna El Tóbari, como macroalgas y crustáceos, que permitan estimar los grados de bioacumulación entre las especies y los impactos más precisos de las actividades antropogénicas.
- Estimar las fuentes de los metales usando isótopos estables de C y N en el agua, el sedimento y flora en los diferentes efluentes, y en las especies biomonitoras y en los sedimentos de la Laguna El Tóbari, que permitan estimar con precisión el aporte de cada una de ellas a los niveles de contaminación en el ecosistema.
- Estimar los riesgos reales a la salud por los metales asociados al consumo de especies marinas en la población aledaña a la Laguna El Tóbari, principalmente la vulnerable, a través de recordatorios de 24 horas y cuestionarios de frecuencia de consumo de alimentos.
- Estudiar los biomarcadores de exposición a metales en la población aledaña, de diferentes edades y condiciones económicas, que permita elucidar los posibles efectos, sobre todo en la población más vulnerable.

9. REFERENCIAS

- Abobi S.M., 2015. Length-weight models and relative condition factors of nine (9) freshwater fish species from the Yapei Stretch of the white volta, Ghana. *Elixir Applied Zoology*. 79:30427-30431.
- Abdel S. A. 2015. Trace metals in seawater, sediments and some fish species from Marsa Matrouh beaches in north-western mediterranean coast, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. 41(2):145-154.
- Aguilar-Betancourt C. M., González-Sansón G., Kidd K. A., Munkittrick K. R., Curry R. A., Kosonoy-Aceves D., Lucano-Ramírez G., Ruiz-Ramírez S. y Flores-Ortega, J. R. 2016. Fishes as indicators of untreated sewage contamination in a mexican coastal lagoon. *Marine Pollution Bulletin*. 113(1-2):100-109.
- Agilent. 2017. Absorption spectrometry. Analytical methods. Agilent technologies. Mulgrave, Victoria, Australia. 124 p.
- Akaike H. 1974. A new look at the statistical identification model *IEEE Transactions on Automatic Control*. 6:716-723.
- Al Naggat Y., Khalil M. y Ghorab M. 2018. Environmental pollution by heavy metals in the aquatic ecosystems of Egypt. *Open Access Journal of Toxicology*. 3(1).
- Anderson M. J., Gorley R. N., Clarke K. R. 2008. *Permanova for pimer: guide to software and statistical methods*. Pimer-E, Ltd., Plymouth.
- Annabi A., El Mouadeb R., y Herrel, A. 2017. Distinctive accumulation patterns of heavy metals in *Sardinella aurita* (Clupeidae) and *Mugil cephalus* (Mugilidae) tissues. *Environmental Science and Pollution Research*. 25(3):2623-2629.
- Arce-Peinado C. A., Arellano-Martínez M. y Ceballos-Vázquez B. P. 2018. Ciclo reproductivo de la almeja roñosa *Chione undatella* en las costas de la región minera de Santa Rosalía, Baja California Sur, México. *Hidrobiológica*. 28(3):325-334.
- Arce Peinado C. A. (2019). Efecto de la contaminación por metales pesados en *chione undatella* (g. b. sowerby i, 1835) del puerto minero de Santa Rosalía, Baja California Sur, México. (tesis doctoral). Instituto Politécnico Nacional. México.
- ATSDR 2005. Departamento de salud y servicios humanos de los EE.UU. Estados Unidos Recuperado de: https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts15.pdf.
- ATSDR 2016. Departamento de salud y servicios humanos de los EE.UU. Recuperado de: https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts151.html.
- Authman M. M. 2015. Use of fish as bio-indicator of the effects of heavy metals pollution. *Journal of Aquaculture Research and Development*. 06(04).
- Bahhari A. H., Al-Switi I. N. y Al-Rajab A. J. 2017. Concentration of heavy metals in tissues of *Mugil cephalus* and *Lethrinus miniatus* from Jazan Coast, Saudi Arabia. *Nature Environment and Pollution Technology*. 16(2):647-651.

- Bakary I., Yao K. M., Etchian O. A., Soro M. B., Trokourey, A., y Bokra, Y. 2015. Zinc, copper, cadmium, and lead concentrations in water, sediment, and *Anadara senilis* in a tropical estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187(12).
- Benali I., Boutiba Z., Merabet A. y Chevre N. 2015. Integrated use of biomarkers and condition indices in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring pollution and development of biomarker index to assess the potential toxic of coastal sites. *Marine Pollution Bulletin*. 95(1):385-394.
- Bervoets L. y Blus R. 2003. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with a condition factor. *Environmental Pollution*. 126:9-19.
- Boening D. W. 1999. An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine waters. *Environmental Monitoring and Assessment*. 55:459-470.
- Boubonari T., Kevrekidis T. y Malea P. 2009. Metal (Fe, Zn, Cu, Pb and Cd) concentration patterns in components of a macrophyte-based coastal lagoon ecosystem. *Hydrobiologia*. 635:27-36.
- Caçador I., Costa J. L., Duarte B., Silva G., Medeiros J. P., Azeda C. y Costa M. J. 2012. Macroinvertebrates and fishes as biomonitors of heavy metal concentration in the Seixal Bay (Tagus estuary): Which species perform better? *Ecological Indicators*. 19:184-190.
- Cadena-Cárdenas I., Méndez-Rodríguez I., Zenteno-Savín T., García-Hernández J. y Acosta-Vargas B. 2009. Heavy metal levels in marine mollusks from areas with, or without, mining activities along the Gulf of California, México. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 57:96-102.
- Callender E. 2003. Heavy metals in the environment-historical trends. *Treatise on geochemistry*. 67-105.
- Carmona-Ortiz E. R. (2009). Evaluación genotóxica de algunos metales pesados en *Drosophila melanogaster* mediante los ensayos SMART de alas y Cometa. (tesis doctoral). Universidad Autónoma de Barcelona. Facultad de Biociencias. 185 p.
- Carrasco Peña R. y Rebeca Webster C. (2016). Capacidad bioacumuladora de los moluscos bivalvos de los eseros del cantón Balao. (tesis de maestría). Universidad del Azuay. Ecuador.
- Castillo-Durán A., Castro-Acedo A., Arreola-Lizárraga J. A., Hoyos-Chairez F., Cáceres-Martínez C., Mendoza-Salgado R., Martínez-Cordova L. y Chávez-Villalba J. 2013. Ciclo gametogénico e índice de condición de la almeja *Chione fluctifraga* en Bahía San Jorge, Golfo de California, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 48(1):59-72.
- Castillo-Rodríguez Z. G. 2014. Biodiversidad de moluscos marinos en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 85:419-430.
- Cervantes C. y Moreno R. 1999. Contaminación ambiental por metales pesados: impacto en los seres vivos. AGT, S. A., México. 298 pp
- Chang L.W., Clarkson T. W., Magos L. y Suzuki T. 1996. *Toxicology of metals*. CRC Lewis Publishers, Boca Raton. Florida. 1198 pp.
- Chávez-Villalba J., Arreola-Lizárraga J.A. y Castillo-Durán A. 2019. Condition index in three size classes of the smooth venus clam *Chionista fluctifraga* from a commercial fishery in Sonora, México (Índice de condición en tres clases de talla de la almeja negra *Chionista*

- fluctifraga* de una pesquería comercial en Sonora, México). Acta Universitaria. 29:1836.
- Chapman P. M. y Wang F. 2000. Issues in ecological risk assessment of inorganic metals and metalloids. Human and Ecology Risk Assessment. 6:965-988.
- Cherian M. G. 1989. Metallothionein in mineral metabolism and mammalian development. En metabolism and trace minerals in human disease. Toxicology of metals. Abulla M. 203-209 pp.
- Chou C. L., Haya K., Paon L. A., Burrige L. y Moffatt J. D. 2002. Aquaculture-related trace metals in sediments, lobsters, and relevance to environmental monitoring program rating for near-field effects. Marine Pollution Bulletin. 44:1259-1268.
- Chiesa S., Chainho P., Almeida A., Figueira E., Soares A. M. V. M. y Freitas R. 2018. Metals and As content in sediments and Manila clam *Ruditapes philippinarum* in the Tagus estuary (Portugal): Impacts and risk for human consumption. Marine Pollution Bulletin. 126:281-292.
- Clarke, K. R. 1993. Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology. 18:117-143.
- Clarke K. R. y Warwick R. M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Segunda edición. Pimer-E. Plymouth.
- CONABIO. 2008. México megadiverso. Biodiversidad Mexicana. Recuperado de: <https://www.biodiversidad.gob.mx/pais/quees.html>.
- CONAPESCA 2018. Anuario estadístico de acuicultura y pesca. Recuperado de <https://www.gob.mx/conapesca/documentos/anuario-estadistico-de-acuicultura-y-pesca>.
- Cornelis R. y Nordberg M. 2007. General chemistry, sampling, analytical methods and speciation. Handbook on the Toxicology of Metals. 29-35.
- Cuadrado-Vives M. D. C. (2002). Ingesta de contaminantes metales pesados y nutrientes potencialmente tóxicos vía dieta total en Andalucía, Galicia, Madrid y Valencia. (tesis doctoral). Facultad de farmacia. Universidad Complutense de Madrid.
- D'costa A. H., Shyama S. K., Praveen Kumar M. K., y Furtado S. 2018. The backwater clam (*Meretrix casta*) as a bioindicator species for monitoring the pollution of an estuarine environment by genotoxic agents. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. 825:8-14.
- Defarge N., Spiroux de Vendomois J. y Séralinia G. E. 2018. Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. Toxicology Report. 5:156-163.
- Diaz V., Lara J. R., Arenas V., Bazan C. y Castañeda V. 2008. Los ecosistemas marinos, en capital natural de México, vol. I. En Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México. 135-159 pp.
- Dupont C., Butcher A., Valas R., Bourne P. y Caetano-Anolles G. 2010. History of biological metal utilization inferred through phylogenomic analysis of protein structures. Proceedings of the National Academy of Sciences. 107:10567-10572.
- Diop M., Howsam M., Diop C., Goossens J. F., Diouf A., y Amara R. 2016. Assessment of trace element contamination and bioaccumulation in algae (*Ulva lactuca*), mussels (*Perna perna*),

- shrimp (*Penaeus kerathurus*), and fish (*Mugil cephalus*, *Saratherondon melanotheron*) along the Senegalese coast. *Marine Pollution Bulletin*. 103(1-2):339-343.
- Duysak O. y Ersoy B. 2014. A Biomonitoring Study: Heavy metals in monodonta turbinata (*Mollusca: Gastropoda*) from Iskenderun Bay, north-eastern mediterranean. *Pakistan Journal of Zoology*. 46:1317-1322.
- El-Moselhy K. M., Othman A. I., El-Azem H. A. y El-Metwall y M. E. A. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences*. 1(2): 97-105.
- El-Sikaily A., Khaled A. y El Nemr A. 2004. Heavy metals monitoring using bivalves from Mediterranean Sea and Red Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*. 98:41-58.
- Enric G., Mozanzadeh M. T., Kotzamanis Y. y Estévez A. 2016. Weaning wild flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) fry with diets with different levels of fish meal substitution. *Aquaculture*. 462:92-100.
- Espino Barr E., Gallardo Cabello M., Puente Gómez M. y García Boa A. 2016. Reproduction of *Mugil cephalus* (*Percoidei: Mugilidae*) off the central mexican pacific coast. *Fisheries and Aquaculture Journal*. 07(04).
- Espinosa-Pérez H. 2014. Biodiversidad de peces en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85:450-459.
- Esposito G, Domenico M., Abete M. C., Colombero G., Mantia M., Pastorino P., Prearo M., Pais A., Antuofermo E. y Squadrone S. 2018. The bivalve *Ruditapes decussatus*: A biomonitor of trace elements pollution in Sardinian coastal lagoons (Italy). *Environmental Pollution*. 242:1720-1728.
- FAO. 1995. Análisis de riesgo. Recuperado de: [cover1sp.pdf \(fao.org\)](http://cover1sp.pdf(fao.org)).
- FAO. 2005. La ordenación integrada de zonas costeras y el sector forestal. Organización Mundial de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado de: <http://www.fao.org/forestry/icam/4302/es/>.
- Fernandes de Oliveira L., Cabral M. T., Risso W. E. y Bueno Dos Reis Martinez C. 2018. Single and combined effects of Zn, Mn and Fe on the Neotropical freshwater bivalve *Anodontites trapesialis*: Bioaccumulation and biochemical biomarkers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 735-745.
- Fazio F., D'Iglio C., Capillo G., Saoca C., Psycheva K., Piccione G. y Makedonski L. 2020. Environmental investigations and tissue bioaccumulation of heavy metals in grey mullet from the Black Sea (Bulgaria) and the Ionian Sea (Italy). *Animals*. 10:1739.
- Florence T. 1982. The speciation of trace elements in waters. *Talanta*. 29:345-364.
- Flores-Verdugo F., González-Farías F., Zamorano D.S. y Ramírez García P. (1992). Mangrove ecosystems of the pacific coast of Mexico: distribution, structure, litter fall, and detritus dynamics. En *Coastal Plant Communities of Latin America*. Seeliger U. (Ed.), Academic Press Inc. 269-288.
- Freitas P. S. Clarke L. J., Kennedy H. y Richardson C.A. 2016. Manganese in the shell of the bivalve *Mytilus edulis*: Seawater Mn or physiological control?. *The Geochemical Society and the Meteoritical Society*. 194:266-278.

- Ghanem M. H. 2019. Physiological responses influenced by certain heavy metals at the mullet fish, *Mugil cephalus* inhabiting Mediterranean Sea Coast at Damietta Governorate, Egypt. Egyptian Academic Journal of Biological Sciences. 11(3):97-108.
- García I. y Dorronsoro C. 2005. Departamento de edafología y química agrícola. Universidad de Granada. Recuperado de <http://edafologia.ugr.es>.
- García-Gasca A., Ríos-Sicairos J., Hernández-Cornejo R., Cunha I., Gutiérrez J. N., Plascencia-González H., García de la Parra L. M., Abad-Rosales S. y Betancourt-Lozano M. 2016. The white mullet (*Mugil curema*) as biological indicator to assess environmental stress in tropical coastal lagoons. Environmental Monitoring and Assessment. 188:688-702.
- Genç T. O., y Yilmaz F. 2017. Metal accumulations in water, sediment, crab (*Callinectes sapidus*) and two fish species (*Mugil cephalus* and *Anguilla anguilla*) from the Köyceğiz Lagoon system, Turkey: An index analysis approach. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 99(2):173-181.
- Góngora A. M., Domínguez A. L., Villanueva B.P., Muñoz N. P. y García M. 2018. Seasonal levels of heavy metals in soft tissue and muscle of the pen shell *Atrina maura* (sowerby, 1835) (bivalvia: pinnidae) from a farm in the southeastern coast of the Gulf of California, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 34(1):57-68.
- Goyer R.A. y Clarkson T.W. 1996. Toxic effects of metals. En Caserett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons, 5th edition. Curtis D. Klaasen (Ed.). New York: McGraw-Hill. Pp. 811-867 pp.
- García Hernández J., Leyva Morales J.B., Martínez Rodríguez I.E., Hernández Ochoa M.I., Aldana Madrid M.L., Rojas García A.E., Betancourt Lozano M., Pérez Herrera N.E. y Perera Ríos J.H. 2018. Estado actual de la investigación sobre plaguicidas en México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 34:29-60.
- Genç T. O. y Yilmaz F. 2017. Metal accumulations in water, sediment, crab (*Callinectes sapidus*) and two fish species (*Mugil cephalus* and *Anguilla anguilla*) from the Köyceğiz Lagoon system, Turkey: an index analysis approach. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 99(2):173-181.
- Góngora-Gómez A. M., García-Ulloa M., Muñoz Sevilla N. P., Domínguez-Orozco A. L., Villanueva-Fonseca B. P., Hernández-Sepúlveda J. A., y Ortega Izaguirre R. 2017. Heavy-metal contents in oysters (*Crassostrea gigas*) cultivated on the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico. Hidrobiológica, 27(2):219-227.
- Grosell M., McDonald M. D., Walsh P. J. y Wood C. M. 2004. Effects of prolonged copper exposure on the marine gulf toadfish (*Opsanus beta*). II. Copper accumulation, drinking rate, and Na⁺/K⁺-ATPase activity. Aquatic Toxicology. 68:263-275.
- Grosell M., Blanchard J., Brix K.V. y Gerdes R. 2007. Physiology is pivotal for interactions between salinity and acute copper toxicity to fish and invertebrates. Aquatic Toxicology. 84:162-172.
- Guangyuan L. 2017. Heavy metals in bivalve mollusks. Chemical contaminants and residues in food: Second Edition. 553-594.
- Han B. C., Jeng W. L., Chen R. Y., Fang G. T., Hung T. C. y Tseng R. J. 1998. Estimation of target

hazard quotients and potential health risks for metals by consumption of seafood in Taiwan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 35:711-720.

Hatje V., de Souza M. M., Ribeiro L. F., Eça G. F. y Barros F. 2016. Detection of environmental impacts of shrimp farming through multiple lines of evidence. *Environmental Pollution*. 219:672-684.

Huerta, M., and Morse, J. 1990. A quantitative method for determining trace metal concentrations in sedimentary pyrite. *Marine Chemistry*. 29: 119-144.

Hussein A. y Khaled A. 2014. Determination of metals in tuna species and bivalves from Alexandria, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. 40:9-17.

INE. 2000. La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México. Coordinación de turismo y zonas costeras. Instituto nacional de ecología. Instituto de ciencias del mar y limnología de la UNAM. 407 pp.

Jahan I., Siddiki A., Naser M. y Salam M. A. 2015. Bioaccumulation and toxicity of iron salt on shingi fish *heteropneustes fossilis* (Bloch) and its possible impacts on human health. *Bangladesh Pharmaceutical Journal*. 18(2):179-182.

Jara-Marini M. E., Tapia-Alcaraz J. N., Dumer-Gutiérrez J. A., García-Rico L., García-Hernández, J. y Páez-Osuna F. 2013a. Comparative bioaccumulation of trace metals using six filter feeder organisms in a coastal lagoon ecosystem (of the central-east Gulf of California). *Environmental Monitoring and Assessment*. 185(2):1071-1085.

Jara-Marini M. E. Tapia-Alcaraz J. N. Dumer-Gutiérrez J. A. García-Rico L. García-Hernández J. y Páez-Osuna F. 2013b. Distribution and accumulation of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in the surface sediments of El Tobarí Lagoon, central-east Gulf of California: An ecosystem associated with agriculture and aquaculture activities, *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 48(14):1842-1851.

Jasim B.M. 2017. Impact of certain heavy metals on histology and physiology of fishes: interpretative study. *Annual Research and Review in Biology*. 19(6):1-21.

Jonathan M. P., Muñoz-Sevilla N. P., Góngora-Gómez A. M., Luna-Varela R. G., Sujitha S. B., Escobedo-Urías D. C., Rodríguez-Espinosa P. F., y Campos-Villegas L. E. 2017. Bioaccumulation of trace metals in farmed pacific oysters (*Crassostrea gigas*) from SW Gulf of California coast, Mexico. *Chemosphere*. 187:311-319.

Kanduc T., Slejkovec Z., Falnoga I., Mori N., Budic B., Kovacic I., Hamer B. y Pavicic-Hamer D. 2018. Environmental status of the NE Adriatic Sea, Istria, Croatia: Insights from mussel *Mytilus galloprovincialis* condition indices, stable isotopes and metal (loid). *Marine Pollution Bulletin*. 126:525-534.

Khemis I. B., Besbes Aridh N., Hamza N., M'Hetli, M., y Sadok S. 2017. Heavy metals and minerals contents in pikeperch (*Sander lucioperca*), carp (*Cyprinus carpio*) and flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) from Sidi Salem Reservoir (Tunisia): health risk assessment related to fish consumption. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(24), 19494-19507.

Kratz S., Schick J. y Schnug E. 2016. Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo mineral fertilizers sold in Germany. *Science of the Total Environment*. 542:1013-

1019.

- Kumar S. y Singh J. 2011. Evaluation of mollusc as sensitive indicator of heavy metal pollution in aquatic system: a review. *The IIOAB Journal*. 2:49-57.
- Krishna P.V., Glori S. K. y Prabhavathi K. 2019. Ichthyofaunal diversity of Interu mangrove swamp of river Krishna estuarine region Andhra Pradesh, India. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. 7(2):181-186.
- Lara-Lara J., Arreola J., Calderón Luis., Camacho V., De la Lanza G., Escofet A., Espejel M., Guzmán M., Ladah L., López M. Meling E., Casasola P., Reyes H., Ríos E. y Zertuche J. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, en *Capital natural de México*, vol. I. En *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio. México. 109-134 pp.
- León-Cañedo J.A., Alarcón-Silvas S.A., Fierro-Sañudo J.F., Mariscal-Lagarda M.M., Díaz-Valdés T. y Páez-Osuna F. 2017. Assessment of environmental loads of Cu and Zn from intensive inland shrimp aquaculture. *Environ Monit Assess* 189:69
- Lino A. S., Galvão P. M. A., Longo R. T. L., Azevedo-Silva C. E., Dorneles P. R., Torres J. P. M., y Malm O. 2016. Metal bioaccumulation in consumed marine bivalves in Southeast Brazilian coast. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 34:50-55.
- Liu J.-L., Xu X. R., Ding Z. H., Peng J. X., Jin M.-H., Wang Y. S. y Yue W. Z. 2015. Heavy metals in wild marine fish from South China Sea: levels, tissue and species specific accumulation and potential risk to humans. *Ecotoxicology*. 24(7-8):583-1592.
- Liu Q., Liao Y. y Shou L. 2018. Concentration and potential health risk of heavy metals in seafoods collected from Sanmen Bay and its adjacent areas, China. *Marine Pollution Bulletin*. 131:356-364.
- Lu G.Y., Ke C.H., Zhu A., Wang W.X. 2017. Oyster-based national mapping of trace metals pollution in the Chinese coastal waters. *Environmental Pollution*. 224:658-669.
- Lucas A. y Beninger P. 1985. The use of physiological condition indices in marine bivalve aquaculture. *Aquaculture*. 44:187-200.
- Mackay D. y Fraser A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environmental Pollution*. 110:375-391.
- Mahan K., Foderaro T., Garza T., Martinez R., Maroney G., Trivisonno M. y Willging E. 1987. Microwave digestion techniques in the sequential extraction of calcium, iron, chromium, manganese, lead, and zinc in sediments. *Analytical Chemistry*. 59:938-945.
- Malathi S., Martin P., Kuppan A., Elumalai K. y Nirmal Raj S. 2018. Comparison of some heavy metals in fish (*mugil cephalus*) and water from oil spilled area at ennore costal region, Tamil Nadu, India. *World Journal of Pharmaceutical Research*. 7(9):1098-1106.
- Mansouri D., Fegrouche R., Allami H. y Fadli M. 2018. Bioaccumulation of some metallic elements in the gills, the muscle and the liver of the eel (*Anguilla anguilla L.*) and the cabot mullet (*Mugil cephalus L.*) of the estuary of Oued Sebou (Morocco). *International Journal of Biology Research*. Volume 3(2):144-149.
- Márquez A., Senior W., Fermín I., Martínez G., Castañeda J. y González A. 2016. Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la Laguna de Unare, Estado Anzoátegui, Venezuela. *Revista Científica*. 18(1):73-86.

- Martín-Navarro L., Falcón-Roca R, Hernández-García M., Reyes-Suárez P., Jiménez-Cabrera I., Martínez-Martínez D., Martín-González C., Romero L. y Gonzalez-Reimers E. 2016. Intoxicación por zinc. *Majorensis*. 12:36-40.
- Martínez A. I., Ruelas J., Gil B., Nateras O. y Amezcua F. 2018. Mercury levels in fish for human consumption from the southeast Gulf of California: Tissue distribution and health risk assessment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 74:273-283.
- Matozzo V. L., Ballarin D. M., Pampanin y Marin M.G. 2001. Effects of copper and cadmium exposure on functional responses of hemocytes in the clam, *Tapes philippinarum*. *Marine Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41:163-170.
- McCullough E. B. y Matson PA. 2016. Evolution of the knowledge system for agricultural development in the Yaqui Valley, Sonora, Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 113(17):4609-4614.
- Méndez L., Salas-Flores L.M., Arreola-Lizarraga A., Alvarez-Castañeda S. T. y Acosta B. 2002. Heavy metals in clams from Guaymas Bay, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 68:217-223.
- Mendoza Angulo H. M. 2014. Niveles de acumulación de metales pesados y contaminantes orgánicos en moluscos bivalvos del género *Anadara* y su vinculación con actividades económicas en la provincia de esmeraldas como base para una propuesta de regulación de límites máximos permisibles para consumo humano. (tesis de grado). Pontifica Universidad Católica del Ecuador, Ecuador.
- Meneses J. 2019. Introducción al análisis multivariante. FUOC. 1era edición. Barcelona. 52 pp.
- Miedico O., Pompa C., Tarallo M. and Chiaravalle E. 2013. Assessment of heavy metals in bivalves molluscs of Apulian region: a 3 years control activity of a EU laboratory. *E3S Web of Conferences*.1:11006.
- Molina-Montoya N. P., Aguilar-Casas P. y Cordovez-Wandurraga C. 2010. Plomo, cromo III y cromo VI y sus efectos sobre la salud humana. *Ciencia y Tecnología para la Salud Visual y Ocular*. 8(1):77-88.
- Molsen M. 2017. Risk assessment and bioconcentration of heavy metals in *Mugil cephalus* (Mullet) obtained from Azuabie Creek in Port Harcourt, Nigeria. *Journal of Research in Environmental and Earth Science*. Volume 3(5):01-07.
- Mwakalapa E. B., Simukoko C. K., Mmochi A. J., Mdegela R. H., Berg V., Bjorge Müller M. H., Lyche J. L. and Polder A. 2019. Heavy metals in farmed and wild milkfish (*Chanos chanos*) and wild mullet (*Mugil cephalus*) along the coasts of Tanzania and associated health risk for humans and fish. *Chemosphere*. 224:176-186.
- Nemati K., Abu Bakar N. K. y Abas M. R. 2009. Investigation of heavy metals mobility in shrimp aquaculture sludge-comparison of two sequential extraction procedures. *Microchemistry Journal*. 91:227-231.
- Nicholson S. 1999. Cytological and physiological biomarkerresponses from green mussels *Perna viridis* (L.) transplanted to contaminated sites in Hong Kong coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 39:261-268.
- NOM-242-SSA1-2009. Norma Oficial Mexicana. Productos y servicios. Productos de la pesca

frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Diario Oficial de la Federación. 127 pp.

Nordberg G. 1998. Metales: propiedades químicas y toxicidad. Pp. 1-76. En: Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo: riesgos para la salud. Stellman J. M. Organización Internacional del Trabajo. Ginebra, Suiza.

Nziguheba G., y Smolders E. 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science Total Environmental*. 390:53-57.

Oliveira Zoffoli H. J., Brasil do Amaral-Sobrinho N. M., Zonta E., Luisi M. V., Marcon G. y Tolón-Becerra A. 2013. Inputs of heavy metals due to agrochemical use in tobacco fields in Brazil's southern region. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185:2423-2437.

OMS. 2016. Organización Mundial de la Salud. Recuperado de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs311/es/>.

Otero N., Vitoria L., Soler A. y Canals A. 2005. Fertiliser characterisation: major, trace and rare earth elements. *Applied Geochemistry*. 20:1473-1488.

Ouali N., Belabed B. E., y Chenchouni H. 2018. Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from north African coasts of the Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment*. 639:156-174.

Ouali N., Belabed B. E., Zeghdoudi F. y Rachedi M. 2018. Assessment of metallic contamination in sediment and mullet fish (*Mugil cephalus Linnaeus*, 1758) tissues from the east Algerian coast. *Journal of Water and Land Development*. 38:115-126.

Ihunwo O. C., Dibofori-Orji A. N., Olowu C., Ibezim-Ezeani M.U. 2020. Distribution and risk assessment of some heavy metals in surface water, sediment and grey mullet (*Mugil cephalus*) from contaminated creek in Woji, southern Nigeria. *Marine Pollution Bulletin*. 154:111042.

Páez Osuna F. y Frías Espericueta M. G. 2001. Bioacumulación, distribución y efectos de los metales pesados en los peneidos. En *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Unidad Académica Mazatlán. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Autónoma de México. Mazatlán, Sinaloa, México. 244-270 pp.

Páez-Osuna F. 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina. A.V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Paquin P. R., Santore R. C., Wu K. B., Kavvadas C. D. y Di Toro D. M. 2000. The biotic ligand model: a model of the acute toxicity of metals to aquatic life. *Environmental Science and Policy*. 3:175-182.

Partridge G. J. y Lymbery A. J. 2009. Effects of manganese on juvenile mullet (*Argyrosomus japonicus*) cultured in water with varying salinity Implications for inland mariculture. *Aquaculture*. 290(3-4):311-316.

Peycheva K., Panayotova V. y Merdzhanova A. 2019. Comparative evaluation of trace element concentration in grey mullet (*Mugil cephalus*) caught in Black and Aegean Seas. *Potential Health Risk Assessment*. 23(5):429-438.

- Phillips D. J. H. y Rainbow P. S. 1994. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Second edition. Chapman and Hall, London. 371 pp.
- Ruelas-Inzunza J. y Páez-Osuna F. 2007. Essential and toxic metals in nine fish species for human consumption from two coastal lagoons in the Eastern Gulf of California. *Journal of Environmental Science and Health*. 42 (10):1411-1416.
- Páez Osuna, F. 2014. Metales y metaloides: origen, movilidad y ciclos biogeoquímicos. p. 201-216. En: A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Mendez, M. Betancourt, S. Álvarez Borrego y R. Lara Lara (eds.). *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. 930 pp.
- Páez F. y Osuna C. C. 2015. Bioavailability of cadmium, copper, mercury, lead, and zinc in subtropical coastal lagoons from the southeast Gulf of California using mangrove oysters (*Crassostrea corteziensis* and *Crassostrea palmula*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 68(2):305-316.
- Pradit S., Shazili N.A., Towatana P. y Saengmanee W. 2016. Accumulation of trace metals in *Anadara granosa* and *Anadara inaequalis* from Pattani Bay and the Setiu Wetlands. *Bull Environ Contam Toxicol*. 96(4):472-477.
- Prego R. y Cobelo A. 2003. Twentieth century overview of heavy metals in the Galician Rias (nw Iberian Peninsula). *Environmental Pollution*. 121:425-452.
- Phillips D. J. H. 1980. Quantitative aquatic biological indicators. Applied Science Publishers. London. 488 p.
- Rahmanpour S., Ghorghani N. F. y Lotfi S. M. 2014. Heavy metal in water and aquatic organisms from different intertidal ecosystems, Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*. 186(9):5401-5409.
- Rainbow P. S. y Phillips D. J. H. 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*. 26 (1):593-601.
- Rainbow P. S. 1997. Trace metal accumulation in marine invertebrates: Marine biology or marine chemistry?. *Marine Biology Assessment*. 77:195-210.
- Rainbow P. S. 2002. Trace metal concentration in aquatic invertebrates: why and so what?. *Environmental Pollution*. 120:497-507.
- Rainbow P. S., Ng T. Y. T., Shi D. y Wang W. X. 2004. Acute dietary pre-exposure and trace metal bioavailability to the barnacle *Balanus amphitrite*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 311:315-337.
- Reinfelder N., Fisher N. S., Luoma S., Nichols J. y Wang W. 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach J. R. *The Science of the Total Environment*. 219:117-135.
- Ricker W. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin Fisheries Research. Board of Canada*. 191:382.
- Río S. y Bendicho C. 1999. Selective reduction method for separate determination of inorganic and total mercury in mussel tissue by flow-injection cold vapor technique. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 42:245-252.

- Rivas Mejia J. R. V. (2018). Determinación de minerales y metales pesados en *Anadara tuberculosa* (concha peluda) en la Bahía de Jiquilisco departamento de Usulután, El Salvador. (tesis de pregrado). Universidad de El Salvador. El Salvador
- Rebelo M. F., Amaral M. C. R. y Pfeiffer W. C. 2005. Oyster condition index in *Crassostrea rhizophorae* (goulding, 1828) from a heavy metal polluted coastal lagoon. *Brazilian Journal of Biology*. 65(2):345-351.
- Ruiz-Ramírez S., Georgina Molina-Arenas E. G., Lucano-Ramírez G., Aguilar-Betancourt C., Flores-Ortega J. R., Kosonoy-Aceves D. y González-Sansón G. 2017. Aspectos reproductivos de la lisa *Mugil curema* (Mugiliformes: Mugilidae) en la laguna costera de Barra de Navidad, Jalisco, México. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 45 (2):443-456.
- Saiz J I., Frances G. y Imaz X. 1996. Uso de bioindicadores en la evaluación de la contaminación de la ría de Bilbao. Universidad del País Vasco. Bilbao. 166 p.
- Sarkar A., Ray D., Shrivastava A. N. y Sarker S. 2006. Molecular biomarkers: Their significance and application in marine pollution monitoring. *Ecotoxicology*. 15(4):333-340.
- Sarkar S. K., Cabral H., Chatterjee M., Cardoso I., Bhattacharya A. K. Satpathy K. K. y Alam M. A. 2008. Biomonitoring of heavy metals using the bivalve molluscs in Sunderban Mangrove Wetland, northeast coast of Bay of Bengal (India): Possible risks to human health. *Clean*. 36 (2):187-194.
- Scanes P. R. y Roach A. C. 1999. Determining natural 'background' concentrations of trace metals in oysters from New South Wales, Australia. *Environmental Pollution* 105:437-446.
- Schintu M., Durante L., Maccioni A., Meloni P., Degetto S. y Contu A., 2008. Measurement of environmental trace-metal levels in Mediterranean coastal areas with transplanted mussels and DGT techniques. *Marine Pollution Bulletin*. 57:832-837.
- Sepúlveda C. H., Góngora A. M., Álvarez Pérez S., Rodríguez H., Muñoz N. M., Villanueva B. P., Hernández J. A. y García M. 2020. Trace metals in two wild populations of the squalid clam (*Megapitaria squalida*) in the southeastern Gulf of California, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 36(3):667-676.
- Shahidul Islam M. y Tanaka M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*. 48:624-649.
- Shi D. y Wang W. X. 2004. Modification of trace metal accumulation in the green mussel *Perna viridis* by exposure to Ag, Cu, and Zn. *Environmental Pollution*. 132:265-277.
- Simkiss K. y Taylor M. G. 1989. Metal fluxes across the membranes of aquatic organisms. *Review Aquatic Science*. 1(1):173-188.
- Silva-Rodríguez G. (2020). Modelo de regresión lineal múltiple para el pronóstico de ventas de bolsas ecológicas para la empresa Boleco S. A., en la Ciudad de Bogotá dc. (tesis de pregrado). Universidad Cooperativa de Colombia. Colombia
- Sobrino-Figueroa A., Cáceres-Martínez C. y Rosas-Cedillo R. 2007. Evaluación del riesgo por consumir moluscos contaminados con cadmio, cromo y plomo. *Hidrobiológica*. 17:49-58.
- Solomon O. O. y Ahmed O. O. 2017. Preliminary investigation of length-weight relationships and

condition factors of two commercially important fish species (Mullet, *Mugil cephalus* (Linnaeus 1758) and Sardine, *Sardinella maderensis* (Lowe 1838)) in Okrika creeks (Niger-Delta) of Nigeria. *Regional Studies in Marine Science*. 13:54-58.

- Sudsandee S., Tantrakarnapa K., Tharnpoophasiam P., Limpanont Y., Mingkhwan R. y Worakhunpiset S., 2017. Evaluating health risks posed by heavy metals to humans consuming blood cockles (*Anadara granosa*) from the upper Gulf of Thailand. *Environmental Science Pollution Research*. 24:14605-14615.
- Szefer P, Geldon J, Ali A. A., Bawazir A. y Sad M. 1998. Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of *Perna perna* from the Gulf of Aden, Yemen. *Environment International*. 23:53-61.
- Tapia J., Bertrán C., Araya C., Astudillo M. J., Vargas-Chacoff L., Carrasco G., Vaderrama A., y Letelier L. 2009. Study of the copper, chromium and lead content in *mugil cephalus* and *eleginops maclovinus* obtained in the mouths of the Maule and Mataquito rivers (maule region, Chile). *Journal Chile Chemical Society*. 54(1):36-39.
- Tessier A., Campbell P. G. C. y Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*. 51(7): 844-851.
- Tobar Ordoñez J. A. (2013). Determinación de metales pesados en moluscos bivalvos (*Anadara tuberculosa* y *A. similis*) del estero Huaylá de Puerto Bolivar, por espectrofotometría de absorción atómica. (tesis de licenciatura). Universidad Técnica De Machala. Ecuador.
- Topal T. y Onac C. 2020. Determination of heavy metals and pesticides in different types of fish samples collected from four different locations of Aegean and Marmara Sea. *Journal of Food Quality*. 2020:1-12.
- Türkmen A. Tepe Y. y Türkmen M. 2016. Determination of metals in tissues of fish species from Hurmabogazı Lagoon. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*. 45(2):277-282.
- Turkmen A., Turkmen M., Tepe Y. y Akyurt I. 2005. Heavy metals in three commercially valuable fish species from Iskenderun Bay, northern east Mediterranean Sea, Turkey. *Food Chemistry*. 91:167-172.
- Tuñón-Pineda O., Chang J., Del Cid A., Goti, I. y Gómez, J. 2020. Concentración de metales pesados (Cu y Cd), en tejido gonadal de *A. tuberculosa* en el estero Farfán, Golfo de Montijo. *Tecnociencia*. 22(2):227-243.
- U.S. EPA. 2021. Regional screening levels (RSLs) generic tables November 2017. Washington, DC. US EPA. Recuperado de: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/400750.pdf>.
- Van Herreweghe V., Swennen R., Cappuyns V. y Vandecasteele C. 2002. Chemical associations of heavy metals and metalloids in contaminated soils near former ore treatment plants: a differentiated approach with emphasis on pHstat-leaching. *Journal of Geochemical Exploration*. 76:113-138.
- Vargas J. A., Acuña-González J., Gómez E. y Molina J. 2015. Metals in coastal mollusks of Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 63(4):1007-1019.
- Vargas-González H. H., Arreola-Lizárraga J. A., García-Hernández J., Mendoza-Salgado R.A., Zenteno-Savin T. y Méndez-Rodríguez L. C. 2017. Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central este

del Golfo de California. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 33:7-22.

- Vargas-González H. H., Arreola-Lizárraga J. A., Méndez-Rodríguez L. C., Gaxiola-Robles R., García-Hernández J. y Alvarez-Castañeda S. T. 2020. Effect of aquaculture-agriculture sewage on the relation between iron and other trace element content in Venus clam from the coastal lagoons of the Gulf of California. *Maritime Technology and Research*. 2(4):231-242.
- Wang W. X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*. 243:295-309.
- Wang W. X. y Rainbow P. S. 2005. Influence of metal exposure history on trace metal uptake and accumulation by marine invertebrates. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 61:145-159.
- WHO. 2004. World Health Organization. Manganese and its compounds: environmental aspects. Concise International Chemical Assessment Document. 70 p.
- Wood C. M. 2011. An introduction to metals in fish physiology and toxicology: basic principles. *Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*. 1-51.
- Wood C. M. 2012. An introduction to metals in fish physiology and toxicology: basic principles. pp 1-51. En *Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*. Volume 31A. Wood C.M., Farrell A.P. y Brauner C.J. (Eds.). Academic Press, Waltham, MA, USA.
- Yap C. K. y Al-Barwani S.M. 2012. A Comparative study of condition indices and heavy metals in *Perna viridis* populations at Sebatu and Muar, Peninsular Malaysia. *Sains Malaysiana* 41(9):1063-1069.
- Yap C. K., Wong K. W., Al-Shami S. A., Nulit R., Cheng W. H., Aris A. Z., Sharifinia M., Bakhtiari A. R., Okamura H., Saleem M., Chew W., Ismail M. S. y Al-Mutairi K. A. 2021. Human health risk assessments of trace metals on the clam *corbicula javanica* in a tropical river in Peninsular Malaysia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 18:195.
- Youcef N. D. y Belarbi N. 2017. Biomonitoring study of heavy metals in water, sediments and *mugil cephalus* of ghazaouet harbour, Algeria. *Fresenius Environmental Bulletin*. 26 (6):3740-3747.
- Zhuang P., Lu H., Li Z., Zou B. y McBride M. 2014. Multiple exposure and effects assessment of heavy metals in the population near mining area in South China. *Plos One*. 9(4): 94484.
- Wolterbeek B. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Marine Pollution Bulletin*. 120:11-21.
- Wong C. K., Wong P. P. K. y Chu L. M. 2001. Heavy metal concentrations in marine fishes collected from fish culture sites in Hong Kong. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 40:60-69.
- Yee-Duarte J. A., Racotta I. S., Camacho-Mondragó M. A., Roldán-Wong N. T., Carreño-León D. P., Shumilin E., Kidd K. A. y Arellano-Martínez M. 2020. Contrasting reproductive health of female clams *Megapitaria squalida* from two nearby metal-polluted sites in the Gulf of California: Potential effects of copper, lead, and cobalt. *Marine Pollution Bulletin*, 160:111583.
- Zar J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th Edition. Prentice Hall. Upper Saddle River.

- Zhao R., Yan S., Liu M., Wang B., Hu d., Guo D., Wang J., Xu W. y Fan C. 2016. Seafood consumption among Chinese coastal residents and health risk assessment of heavy metals in seafood. *Environmental Science and Pollution Research*. 23.
- Zeng Y. y Yang H. 2020. Review of molluscan bivalve condition index calculations and application in northern Quahogs *Mercenaria mercenaria*. *Aquaculture Research*. 00:1-14.
- Zhi-Qiang Z. 2011. Animal biodiversity: an introduction to higher level classification and taxonomic richness. *Zootaxa* 3148:7-12.

10. ANEXOS

10.1. Regresiones Lineales entre los Índices de Condición y el Contenido de Metales en los Tres Organismos.

Cuadro A1. Regresión lineal múltiple entre el Índice de Condición (IC) y el contenido de metales en la almeja china.

	Grados de libertad	Suma de cuadrados ajustada	Media de cuadrados ajustada	Valor F	Valor p	R ²	R ² Ajustada
Regresión	6	294.2	49.0	3.67	0.015	0.550	0.401
Cu	1	74.5	74.5	2.34	0.046	—	—
Fe	1	2.18	2.18	0.16	0.691	—	—
Mn	1	2.54	2.54	0.19	0.668	—	—
Zn	1	249.9	249.9	18.7	0.000	—	—
Ni	1	0.82	0.82	0.06	0.807	—	—
Cr	1	0.17	0.17	0.01	0.912	—	—
Error	18	240.6	13.4	—	—	—	—
Total	24	534.7		—	—	—	—

Ecuación de regresión:

$$IC = 39.8 - 0.25 \text{ Cu} - 0.004 \text{ Fe} + 0.26 \text{ Mn} - 0.09 \text{ Zn} - 0.17 \text{ Ni} + 0.14 \text{ Cr}$$

Cuadro A2. Regresión lineal entre el Índice de condición (IC) y los metales que resultaron significativos en la almeja china.

	Grados de libertad	Suma de cuadrados ajustada	Media de cuadrados ajustada	Valor F	Valor p	R ²	R ² Ajustada
Regresión	2	278.2	139.1	11.9	0.000	0.520	0.477
Cu	1	74.0	74.5	4.04	0.042	—	—
Zn	1	278.2	278.2	23.9	0.000	—	—
Error	22	256.5	11.7	—	—	—	—
Total	24	534.7	—	—	—	—	—

Ecuación de regresión:

$$IC = 37.09 - 0.064 \text{ Cu} - 0.080 \text{ Zn}$$

Cuadro A3. Regresión lineal múltiple entre el Índice de Condición (IC) y el contenido de metales en la almeja pata de mula.

	Grados de libertad	Suma de cuadrados ajustada	Media de cuadrados ajustada	Valor F	Valor p	R ²	R ² Ajustada
Regresión	6	980.1	163.5	4.45	0.008	0.550	0.401
Cu	1	160.8	160.8	4.37	0.050	—	—
Fe	1	9.51	9.51	0.26	0.618	—	—
Mn	1	10.6	10.6	0.29	0.599	—	—
Zn	1	172.3	172.3	4.97	0.041	—	—
Ni	1	483.0	483.0	13.1	0.002	—	—
Cr	1	230.3	230.3	6.26	0.024	—	—
Error	16	588.3	36.8	—	—	—	—
Total	22	1569.2	—	—	—	—	—

Ecuación de regresión:

$$IC = 29.3 - 0.08 \text{ Cu} - 0.01 \text{ Fe} + 0.42 \text{ Mn} + 0.06 \text{ Zn} + 1.38 \text{ Ni} - 3.51 \text{ Cr}$$

Cuadro A4. Regresión lineal entre el Índice de condición (IC) y los metales que resultaron significativos en la almeja pata de mula.

	Grados de libertad	Suma de cuadrados ajustada	Media de cuadrados ajustada	Valor F	Valor p	R ²	R ² Ajustada
Regresión	4	967.5	139.1	7.24	0.001	0.520	0.477
Cu	1	159.1	159.1	4.76	0.043	—	—
Zn	1	251.5	251.5	7.52	0.013	—	—
Ni	1	498.3	498.3	14.9	0.001	—	—
Cr	1	394.4	394.4	11.8	0.003	—	—
Error	18	601.7	33.4	—	—	—	—
Total	22	1569.2	—	—	—	—	—

Ecuación de regresión:

$$IC = 28.06 - 0.0708 \text{ Cu} + 0.0707 \text{ Zn} + 1.371 \text{ Ni} - 3.95 \text{ Cr}$$

Cuadro A5. Regresión lineal múltiple entre el Índice de Condición o de Fultón (K) y el contenido de metales en la lisa.

	Grados de libertad	Suma de cuadrados ajustada	Media de cuadrados ajustada	Valor F	Valor p	R ²	R ² Ajustada
Regresión	6	0.2785	0.0464	2.42	0.061	0.409	0.240
Cu	1	0.0030	0.0030	0.16	0.694	—	—
Fe	1	0.0240	0.0240	1.25	0.276	—	—
Mn	1	0.0003	0.0003	0.02	0.889	—	—
Zn	1	0.0487	0.0487	2.54	0.126	—	—
Ni	1	0.0132	0.0132	0.69	0.416	—	—
Cr	1	0.0056	0.0056	0.30	0.591	—	—
Error	21	0.4021	0.0192	—	—	—	—
Total	27	0.6870		—	—	—	—

Ecuación de regresión:

$$K = 0.96 - 0.003 \text{ Cu} + 0.00013 \text{ Fe} + 0.00017 \text{ Mn} + 0.00181 \text{ Zn} - 0.013 \text{ Ni} + 0.023 \text{ Cr}$$