



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

**BIODISPONIBILIDAD Y FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO
DE SEIS METALES EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA
LAGUNA EL TÓBARI, SONORA**

Por:

Vianey García Ibarra

TESIS APROBADA POR LA

COORDINACIÓN DE CIENCIAS DE LOS ALIMENTOS

Como requisito parcial para obtener el grado de

MAESTRA EN CIENCIAS

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Vianey García Ibarra, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestra en Ciencias



Dr. Martín Enrique Jara Marini
Director de tesis



Dra. Diana Meza Figueroa
Codirectora de tesis



Dra. Jaqueline García Hernández
Integrante del comité de tesis



Dra. Leticia García Rico
Integrante del comité de tesis

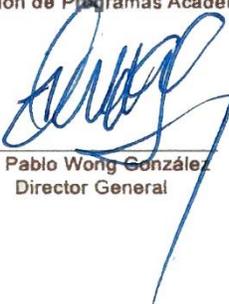
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis “Biodisponibilidad y Factores de Enriquecimiento de Seis Metales en Sedimentos Superficiales de la Laguna El Tóbari, Sonora” 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 de la autora Vianey García Ibarra, 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 al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo brindado a lo largo de mis estudios de posgrado al concederme una beca.

Agradezco al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. (CIAD, A.C.), por la oportunidad de ser estudiante de maestría en este centro de investigación, así como por el empleo de sus instalaciones y su equipo.

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.

A mi director de tesis, el Dr. Martín Enrique Jara Marini, por brindarme la oportunidad de ser una de sus estudiantes y confiarme uno de sus proyectos de investigación, por ser un excelente guía y por siempre darme apoyo cuando lo necesité.

A mi codirectora de tesis, la Dra. Diana Meza Figueroa por su apoyo durante la obtención, procesamiento e interpretación de los datos, y sus atinados comentarios y sobre todo por su apoyo.

Al resto de mi comité de tesis, las Dras. Jaqueline García Hernández y Leticia García Rico, por sus comentarios y sugerencias para hacer de este proyecto de investigación algo mejor y sobre todo por mostrarme su apoyo.

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.

Al laboratorio de Ecotoxicología por permitirme utilizar sus instalaciones y equipo, en especial agradezco a mis compañeros por siempre acompañarme y aconsejarme a lo largo de este proceso.

A Enrique Sánchez Duarte, por ser mi compañero y amigo durante el posgrado y por escucharme y ayudarme siempre que podía.

A mi apreciada amiga Esmeralda Mercado Gómez, por motivarme y escucharme siempre en este camino que nos tocó recorrer juntas, por creer en mí y aconsejarme, te quiero.

DEDICATORIA

Le dedico esta tesis a mi hermana, Fabiola García Ibarra por ser mi persona y un pilar indispensable en mi vida, por permitirme vivir los buenos y malos momentos con ella y siempre alentarme a superarme, incluso si tenía que regañarme en el proceso, este logro también es tuyo.

A mi cuñado Javier Ramos Rivera, por siempre estar ahí y por apoyarme como a una hermana más.

A mi sobrina Sofía Ramos García, por ser esa niña tan independiente y contenta que me alegra la vida y me impulsa a ser una mejor persona.

A mi amiga María Fernanda Valdenebro Pineda, por siempre creer en mí en cada etapa de mi vida y no permitirme olvidar que puedo lograr todo lo que me proponga, por ser familia y compartir a la suya conmigo, te quiero.

A mis amigos, familiares y compañeros que estuvieron presentes a lo largo de este proceso y que permitieron que fuera posible, muchas gracias por su apoyo.

Por último y en especial, a mi madre Armida Ibarra García †, por ser el ejemplo de mujer que algún día espero llegar a ser, te mando un abrazo hasta donde estés.

CONTENIDO

APROBACIÓN	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL	3
AGRADECIMIENTOS	4
DEDICATORIA	6
CONTENIDO	7
LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE CUADROS	10
RESUMEN	11
ABSTRACT	13
1. INTRODUCCIÓN	14
2. ANTECEDENTES	15
2.1. Ecosistemas Costeros	15
2.1.1. Importancia de los Ecosistemas Costeros	15
2.1.2. Situación Ambiental de los Ecosistemas Costeros	16
2.1.3. Lagunas Costeras del Golfo de California, México	17
2.2. Metales y Metaloides en los Ecosistemas Costeros	19
2.2.1. Clasificación de los Metales y Metaloides.....	19
2.2.2. Toxicidad de los Metales y Metaloides	20
2.3. Acumulación y Movilidad de los Metales y Metaloides en los Sedimentos	21
2.3.1. Los Sedimentos como Reservorios de los Contaminantes.....	23
2.3.2. Factores de Enriquecimiento de los Metales y Metaloides.....	24
2.3.3. Biodisponibilidad de los Metales y Metaloides en los Sedimentos.....	25
3. HIPÓTESIS	28
4. OBJETIVO	29
4.1. Objetivo General	29
4.2. Objetivos Específicos.....	29
5. MATERIALES Y MÉTODOS	30
5.1. Área de Estudio.....	30
5.2. Recolección y Procesamiento de Muestras	30
5.3. Extracción Secuencial de Metales en los Sedimentos.....	30
5.4. Granulometría de los Sedimentos Superficiales	32
5.5. Cuantificación de Concentraciones de Metales Biodisponibles y Totales.....	32
5.6. Determinación del Factor de Enriquecimiento	33
5.7. Diseño de Experimentos.....	33
5.8. Análisis Estadístico	34
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	35

CONTENIDO (continuación)

6.1. Concentraciones Totales de Metales en Sedimentos Superficiales	35
6.2. Concentraciones Biodisponibles de Metales en Sedimentos Superficiales.....	47
6.3. Factores de Enriquecimiento de Metales en Sedimentos Superficiales	59
7. CONCLUSIONES	67
8. RECOMENDACIONES	68
9. REFERENCIAS	69

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1. Área de estudio, Laguna El Tóbari, Sonora, México y los sitios de muestreo.....	31
2. Resultados del Factor de Análisis de las concentraciones totales de metales transformados en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari.....	48
3. Concentraciones biodisponibles de Cr en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	49
4. Concentraciones biodisponibles de Cu en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	50
5. Concentraciones biodisponibles de Fe en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	54
6. Concentraciones biodisponibles de Mn en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	53
7. Concentraciones biodisponibles de Ni en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	55
8. Concentraciones biodisponibles de Zn en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	56
9. Resultados del Factor de Análisis de las concentraciones biodisponibles de metales transformados en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari.....	60
10. Factores de Enriquecimiento de Cr en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	61
11. Factores de Enriquecimiento de Cu en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	62
12. Factores de Enriquecimiento de Mn en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	64
13. Factores de Enriquecimiento de Ni en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	65
14. Factores de Enriquecimiento de Zn en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos.....	66

LISTA DE CUADROS

Cuadro	Página
1. Descripción del esquema de extracción secuencial BCR modificado utilizado para la especiación de metales.....	27
2. Concentraciones promedio totales de metales ($\mu\text{g g}^{-1} \pm$ desviación estándar) en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari durante el muestreo de marzo de 2018 ¹	43
3. Concentraciones promedio totales de metales ($\mu\text{g g}^{-1} \pm$ desviación estándar) en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari durante el muestreo de diciembre de 2018 ¹	44
4. Concentraciones promedio totales de metales ($\mu\text{g g}^{-1} \pm$ desviación estándar) en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari durante el muestreo de marzo de 2019 ¹	45
5. Concentraciones promedio totales de metales ($\mu\text{g g}^{-1} \pm$ desviación estándar) en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari durante el muestreo de noviembre de 2019 ¹	46
6. Correlaciones de Spearman (con el nivel de significancia) de las concentraciones Totales de metales en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari ¹	47
7. Factor de Análisis de las concentraciones totales de metales transformados en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari.....	47
8. Correlaciones de Spearman de las concentraciones biodisponibles de metales en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari ¹	59
9. Factor de Análisis de las concentraciones biodisponibles de metales transformados en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari.....	59

RESUMEN

Los ecosistemas costeros se han visto impactados por el aumento de actividades antropogénicas, que pueden llegar a contaminar y alterar procesos ecológicos debido a las descargas de efluentes que contienen altos niveles de contaminantes. Entre estos destacan los metales y metaloides, ya que tienen alta persistencia en el ambiente y pueden llegar a ser tóxicos. Los sedimentos marinos son considerados como el depósito final de los metales y metaloides debido a la alta afinidad de sus constituyentes. El Tóbari es una laguna costera que se localiza al suroeste del estado de Sonora, que cuenta con una gran importancia ecológica y social, recibe descargas de efluentes principalmente de campos agrícolas y una granja camaronícola. El objetivo del presente trabajo fue determinar las concentraciones biodisponibles de metales (cobre, hierro, manganeso, níquel, cromo y zinc) y los factores de enriquecimiento por metales en sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari, en diferentes épocas del año y su relación con las actividades antropogénicas que se desarrollan en la zona. Se utilizó la técnica de extracción secuencial del Buró de la Comunidad Europea (BCR) para extraer los metales en las diferentes fases químicas de los sedimentos superficiales, que fueron cuantificados por Espectrometría de Absorción Atómica por Flama. Los metales totales en los sedimentos superficiales fueron cuantificados por difracción de Rayos X. Se realizó el Análisis de Factores para determinar las correlaciones entre los metales y los componentes granulométricos mayores en los sedimentos superficiales. Las concentraciones totales de metales en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari presentaron un comportamiento general de $Fe > Mn > Zn > Cr > Cu > Ni$, con variaciones temporales (las concentraciones mayores se determinaron en el muestreo de marzo de 2019), mientras que las concentraciones biodisponibles de los metales tuvieron una distribución de $Fe > Zn > Mn > Cu > Cr > Ni$ sin una tendencia definida por épocas de muestreo. Los factores de enriquecimiento de los metales en la Laguna El Tóbari demuestran un enriquecimiento mínimo a moderado en los sedimentos superficiales. Las concentraciones biodisponibles de los metales encontradas en los sedimentos del ecosistema están asociadas a las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en la zona, principalmente a los ciclos de cultivo de la agricultura y la acuicultura del camarón. Las concentraciones metales totales y biodisponibles estuvieron por debajo de los niveles de posibles efectos a salud de la biota, establecidos en criterios internacionales para sedimentos marinos.

Palabras clave: Actividades antropogénicas, Laguna costera, Metales, Sedimentos superficiales, Factores de enriquecimiento, Extracción secuencial, Concentraciones biodisponibles.

ABSTRACT

The aim of this study was to estimate the bioavailable concentrations of metals (Cu, Fe, Mn, Ni, Cr and Zn) and the enrichment factors in surficial sediments from El Tóbari lagoon during four seasons, and their relations with the anthropogenic activities predominant around ecosystem. The Community Bureau of Reference (BCR) sequential extraction scheme was used to obtain the bioavailable fractions in sediments that were quantified by flame-atomic absorption Spectrometry. The bulk metals concentrations were analyzed by X Ray Diffraction (XRF) technique. The Analysis Factor was used to obtain metals and predominant granulometry fractions correlations. The distribution of bulk metals concentrations in El Tóbari lagoon was Fe>Mn>Zn>Cr>Cu>Ni, with seasonal variations (the highest levels were during March 2019 season). The distribution of the bioavailable metals was Fe>Zn>Mn>Cu>Cr>Ni without defined seasonal pattern. The enrichment factors showed a minimal to moderate metals enrichment in El Tóbari lagoon. The bioavailable metals concentrations were related to anthropogenic activities, by the crop and shrimp aquaculture cycles. The bulk and bioavailable metals concentrations in El Tóbari lagoon were lower than international quality guidelines criteria for marine sediments.

Key words: Anthropogenic activities, Coastal lagoon, Metals, Surface sediments, Enrichment factors, Sequential extraction, Bioavailable concentrations.

1. INTRODUCCIÓN

El aumento de las actividades antropogénicas durante el último siglo ha tenido graves impactos ambientales, que llegan a contaminar y alterar los procesos ecológicos en los ecosistemas costeros, debido a la descarga de aguas residuales sin tratar que son ricas en contaminantes. Entre estos contaminantes, se destacan los metales y metaloides por su alta persistencia en el ambiente, baja degradabilidad, y alta toxicidad. Las lagunas costeras del Golfo de California no se encuentran exentas de estos efectos, ya que varias investigaciones demuestran los diferentes grados de contaminación en estos ecosistemas, como los impactos de metales en zonas ostrícolas de Sonora, presencia de materia orgánica y metales en lagunas costeras de Sinaloa, Baja California Sur y Sonora.

Los sedimentos son un constituyente importante de las lagunas costeras y son los principales vertederos y fuente de contaminantes en especial de metales, después que llegan al agua, son depositados en los sedimentos por diferentes mecanismos físicos, químicos y biológicos. Los sedimentos son considerados como el depósito final de metales y metaloides, por lo que su cuantificación podría evidenciar el impacto de las actividades humanas en los ambientes costeros. La presencia de estos contaminantes en los sedimentos representa una fuente potencial de bioacumulación y biomagnificación, lo que puede representar un riesgo para el medio ambiente. El ecosistema El Tóbari es una laguna costera que se localiza en el estado de Sonora, que recibe descargas de efluentes principalmente de campos agrícolas, granjas de camarón y de aguas residuales municipales.

Las mediciones de las concentraciones totales de metales y metaloides en los sedimentos son un indicativo indirecto de los impactos de procesos y/o actividades específicas. La biodisponibilidad es aquella que nos dice la fracción de metales que puede ser absorbida por los organismos y disponible para participar en procesos fisiológicos. El factor de enriquecimiento nos permite determinar, mediante la normalización de la concentración de metales y metaloides con un patrón de referencia, si un sedimento está enriquecido de manera natural o antropogénica. Por lo anterior, el propósito de este estudio fue analizar la viabilidad para determinar la biodisponibilidad y el factor de enriquecimiento de metales en sedimentos de la Laguna El Tóbari, Sonora.

2. ANTECEDENTES

2.1. Ecosistemas Costeros

Los ecosistemas de zona costera han representado un papel histórico y cultural primordial en el desarrollo y sostenimiento de las sociedades del mundo. La zona costera es aquel espacio donde ocurre la interacción entre el medio marino, el terrestre y la atmósfera y al mismo tiempo se delimita la costa. La convergencia de estos medios genera condiciones que producen paisajes dinámicos. La complejidad y riqueza de este ecosistema origina que sea proveedor de diversas funciones y servicios. Históricamente las costas se han aprovechado para diferentes usos, como un lugar para asentamiento de personas tanto de infraestructura como de instalaciones, como emisor y receptor de vertidos, además de que en sus alrededores se desarrollan actividades económicas, como la pesca, acuicultura, agricultura y turismo. Son ecosistemas que desarrollan funciones esenciales para la sociedad, la economía y el medio ambiente (Gómez *et al.*, 2016).

2.1.1. Importancia de los Ecosistemas Costeros

Los servicios ambientales que ofrecen los ecosistemas costeros son numerosos, por ejemplo, en el almacenamiento y procesamiento de nutrientes (fijación de nitrógeno), regulación de las alteraciones (protección de tormentas, recuperación de sequías, entre otros), refugio y hábitat de la biodiversidad, actúa como control biológico en la dinámica trófica, en control de gases y también aportan en el nivel cultural (Escobar, 2002).

En la zona Nerítica, que comprende desde los 0-200 m de profundidad de la plataforma marina, destaca la franja litoral y las zonas de surgencias, que representan solamente 10% de esta región y, sin embargo, poseen los ecosistemas con más elevada productividad primaria. En esta pequeña franja predominan los ecosistemas lagunares-estuarinos (50%), comunidades de corales y macroalgas (25%) y, en una extensión proporcionalmente menor (5%), los pantanos de manglar en

los trópicos y los pastizales acuáticos de las zonas de mareas de regiones templadas. México cuenta con 17 estados que colindan con el mar, lo que constituye un total de 11,122 km lineales de litoral, por lo que es un país costero. En la zona costera se asienta una gran parte de la población y sus actividades, como la pesca, industria de procesamiento de productos marinos, la acuicultura, el turismo y el comercio internacional, aportan una parte importante del Producto Interno Bruto (PIB) Nacional (Flores-Verdugo *et al.*, 2007).

2.1.2. Situación Ambiental de los Ecosistemas Costeros

Las zonas costeras de México se pueden diferenciar geológica, hidrológica, climática, fisicoquímica y biológicamente. El hecho de poseer amplios litorales costeros posibilita que los asentamientos humanos que se encuentran en esta zona realicen actividades relacionadas con el aprovechamiento de los recursos costeros y marinos, principalmente. La densidad de la población a lo largo de las costas en México es variable y lo es también la gama de actividades y la intensidad con que se realizan. Existen municipios donde la densidad poblacional es alta, mientras que otros tienen pocos pobladores por área (Ruiz-Fernández *et al.*, 2019).

Durante el siglo pasado el crecimiento de las actividades humanas ha incrementado de manera exponencial, lo que ha tenido como consecuencia un impacto ambiental grave en los ecosistemas incluyendo a los ecosistemas costeros. Diversas actividades económicas se desarrollan en áreas costeras de México y dentro de ellas la que tiene mayor impacto por las descargas costeras en orden de importancia es la agricultura, seguida de las actividades pesqueras y portuarias, el turismo, la acuicultura, e industrias diversas, que contaminan y alteran los procesos ecológicos del ambiente costero. Los cambios de uso del suelo, la ampliación de las fronteras agrícola y urbana y la consiguiente deforestación producen importantes cargas de nutrientes y sedimentos en las aguas costeras, que cuando exceden a la capacidad de carga de los ecosistemas se traducen en verdaderos problemas ambientales. La contaminación de las aguas costeras, la erosión costera, la pérdida de hábitat y de recursos, entre otros, son algunos de los principales efectos que ocasionan estas actividades. Son numerosos los contaminantes que forman parte de este impacto ambiental, los metales y metaloides componen una fuente importante de contaminación. Estos elementos pueden

ingresar a los ecosistemas por medio de fuentes antropogénicas como las descargas de desechos industriales, mineros y agrícolas, efluentes y desechos domésticos y urbanos, y son distribuidos en la zona costera mediante las corrientes fluviales y marinas almacenándose en los sedimentos; los metales y metaloides también pueden provenir de fuentes naturales, como las erupciones volcánicas, erosiones de rocas y las tormentas, provocando efectos de acumulación similares a las fuentes antropogénicas (Iqbal 2015; Nelson 2020; Ding *et al.*, 2019; Ruiz-Fernández *et al.*, 2019).

2.1.3. Lagunas Costeras del Golfo de California, México

Una de las ecorregiones más importantes en México es El Golfo de California ya que cuenta con más de 1,200 km de longitud y una amplitud de entre 80 y 200 km, con una superficie aproximada de 160,000 km². Comprende alrededor de 1000 islas y está integrado por los estados de Baja California Norte, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit, además de que sus costas acogen a casi 8 millones de habitantes (Calmus *et al.*, 2017). El Golfo de California presenta los mayores índices de productividad marina del país, esto es gracias a los diferentes hábitats que lo componen entre los que se incluyen manglares, lagunas costeras, pantanos, arrecifes rocosos y coralinos, entre otros (Sampedro *et al.*, 2014).

Las lagunas costeras actúan como zonas de transición que se encuentran ubicadas entre la tierra y el mar, son cuerpos de agua que cuentan con poca profundidad, se caracterizan por los cambios que presentan sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Estos tipos de ecosistemas acuáticos representan situaciones especiales, debido a que el contacto entre el agua salina y la dulce implica una dinámica muy activa de intercambios físicos, químicos y biológicos, principalmente entre el mar y las desembocaduras no permanentes de arroyos. Las lagunas costeras son ecosistemas semicerrados y situados por debajo del nivel máximo de las mareas más altas, separados del mar por algún tipo de barrera y con el eje mayor paralelo a la línea de costa. Su comunicación con el mar puede ser permanente o efímera y sus características fisicoquímicas las hacen peculiares para su funcionamiento ecológico. Son consideradas como ecosistemas con un alto índice productivo, ya que conforman lugares de cría, alimentación y resguardo a una gran cantidad de especies

endémicas y migratorias (Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2019; Pignotti *et al.*, 2018; Vargas-González *et al.*, 2014).

La gran biodiversidad de las lagunas costeras, tanto de especies endémicas como migratorias, se debe a sus características fisicoquímicas. Desarrollan extensas zonas de manglares y pastos marinos de macro algas, que sirven de refugio y desarrollo de especies, además de servir como barreras naturales contra tormentas y huracanes. Proveen de servicios económicos ya que en sus alrededores se desarrollan actividades económicamente productivas, como la acuicultura del camarón y de peces y el turismo en sus diversas fases. También son de gran importancia social ya que en sus márgenes se han desarrollado poblaciones pesqueras con alta riqueza cultural. Sin embargo, el crecimiento poblacional y el aumento de las actividades humanas han provocado el deterioro de estos ecosistemas, que van desde la degradación ambiental por el cambio de uso del suelo, hasta la contaminación con una amplia variedad de sustancias. Las lagunas costeras del Golfo de California no están exentas de estas problemáticas por lo que muchas investigaciones han documentado los grados de contaminación de estos ecosistemas, como los impactos de metales en las zonas ostrícolas del estado de Sonora (García-Rico *et al.*, 2003; 2004; 2006), presencia de materia orgánica, metales y contaminantes orgánicos en lagunas costeras de Sinaloa (Páez-Osuna *et al.*, 1997; 2000; 2002), y de materia orgánica y metales en lagunas costeras de Baja California Sur y Sonora (Vargas-González *et al.*, 2014; Ruiz-Ruiz *et al.*, 2016).

El Tóbari es una laguna costera que se ubica al suroeste del estado de Sonora, en el municipio de Benito Juárez. La laguna cuenta con una comunicación permanente con el mar mediante dos bocas que se ubican al norte y sur siendo demarcadas por una barrera arenosa con una longitud de 12 km, denominada Isla Huivulai. En el año 1966 se edificó un pedraplén de 4.7 km de extensión lo que provocó la alteración de la circulación natural de la laguna desencadenando en problemas de azolvamiento, este sumado a las descargas de aguas residuales cargadas de contaminantes deformaron los servicios que ofrecía este ecosistema (Vargas-González *et al.*, 2014).

Dentro de las propiedades climáticas de este ecosistema se conoce que es predominantemente semiárido (cálido-seco) y tiene una precipitación promedio de 259 mm al año (Martínez-Durazo *et al.*, 2019). La importancia de la Laguna El Tóbari radica en que es un ecosistema que permite el desarrollo de especies de flora y fauna, además que acoge a diversas especies endémicas y migratorias (Molina, 2013), entre estas especies podemos encontrar bobo patas azules (*Sula nebouxii*), gaviota reidora (*Larus atricilla*), golondrina-marina real (*Sterna maxima*), ostrero

americano (*Haematopus palliatus*) y como especies endémicas las macroalgas (*Chondracanthus squarulosus*, *Eucheuma uncinatum*, *Ulva lactuca*, *Ulva intestinalis*, entre otras) (Sánchez-Ibarra *et al.*, 2013). Por lo que la laguna ha sido incluida por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad de México entre las Zonas Prioritarias de Conservación Costera y Oceánica (CONABIO, 2008).

2.2. Metales y Metaloides en los Ecosistemas Costeros

Los metales y metaloides se definen como aquellos elementos que poseen una densidad que oscila entre 3.5 a 7 g/cm³ (Akindele *et al.*, 2020). A diferencia de otros contaminantes, estos se encuentran presentes en el ambiente de manera natural, como componentes de la corteza terrestre, en diferentes formas como minerales o sales, entre otros, pero su presencia puede incrementarse debido a las actividades antropogénicas (Beltrán y Gómez 2015).

Los metales pueden encontrarse de diversas maneras en el ambiente, soluble, intercambiable, formando complejos húmicos y absorbidos por óxidos de hierro y manganeso. En los suelos se encuentran presentes factores físicos y químicos que permiten la disolución, precipitación y solubilidad de los metales, como el pH, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, entre otros (Del Águila-Juárez *et al.*, 2005). En los ecosistemas costeros, pueden estar presentes en los reservorios ambientales (columna de agua, agua intersticial y sedimentos) y en la biota. Sin embargo, los sedimentos se consideran el principal reservorio de estos elementos, desde dónde son movilizados a otras fases y a la biota, que bajo ciertas condiciones pueden transferirlos a través de las tramas tróficas (Páez-Osuna *et al.*, 2002).

2.2.1. Clasificación de los Metales y Metaloides

Los metales y metaloides pueden clasificarse de diferente manera, pero la principal es definirlos como esenciales y no esenciales. Se considera que un elemento es esencial cuando es parte integral

en una estructura orgánica, con una función vital para un organismo y cuando se encuentra en niveles por debajo del límite necesario, esto involucra una reducción en una función fisiológica (OMS, 1996). Entre los elementos que son considerados esenciales se encuentra el cobalto, cobre, cromo, hierro, magnesio, manganeso, molibdeno, níquel, selenio y zinc (Tchounwou *et al.*, 2012). Por el contrario, los metales no esenciales son los elementos que no poseen una función biológica establecida, entre ellos se encuentra el aluminio, arsénico, bario, berilio, bismuto, cadmio, galio, oro, plomo, litio, mercurio, níquel, platino, plata, estroncio, telurio, talio, estaño, titanio, vanadio y uranio (Tchounwou *et al.*, 2012). Dentro de la definición de metal, estos pueden ser clasificados como: macroconstituyentes, estos son necesarios para el desarrollo de la vida, se requieren en grandes cantidades, entre ellos se encuentra el calcio, magnesio, potasio y sodio; microconstituyentes: estos son requeridos, pero en menor cantidad por los organismos para completar su ciclo vital (miligramos o microgramos) principalmente cromo, cobre, hierro, níquel y zinc; y por último los elementos traza, que son aquellos requeridos mínimamente, pueden ser clasificados como elementos esenciales debido a que suelen ser parte de sistemas enzimáticos, entre ellos cobalto, litio, molibdeno y vanadio (Díaz-Martín, 2017). Cuando se sobrepasan determinadas concentraciones de estos elementos incluyendo a metales esenciales y no esenciales en los organismos, se presentan efectos potencialmente tóxicos (Sánchez-Duarte y Jara-Marini, 2016).

2.2.2. Toxicidad de los Metales y Metaloides

El efecto tóxico de un elemento se conoce como aquél que produce un cambio en las funciones de algún organismo debido a la exposición de este elemento, puede ocurrir desde un nivel molecular hasta un nivel de comunidad (Sánchez-Duarte y Jara-Marini, 2016), y estos pueden depender de factores fisicoquímicos, estos se refieren a aquellos parámetros que influyen a la especiación química de los metales, con la presencia de otros contaminantes (plaguicidas, hidrocarburos u otros metales), como la salinidad, pH y dureza, como de factores biológicos que son aquellos que están relacionados con las condiciones propias de un organismo, como la edad, talla, madurez, estadio, sexo, entre otros (Páez Osuna, 2005).

Los factores, propiedades y características de los metales y metaloides determinan el efecto tóxico que pueden llegar a tener estos elementos, pero también de las características de los organismos. Se pueden producir en los organismos diferentes efectos, sean observables o no, por las dosis o concentración del elemento al que están expuestos. Los elementos esenciales pueden generar efectos observables y/o letales dependiendo de las altas o bajas concentraciones, mientras que para los elementos no esenciales se cuenta con niveles de tolerancia en los organismos, sin embargo, pueden provocar un efecto no observable, pero cuando esos niveles sobrepasan determinadas concentraciones ocasionan efectos observables. Los efectos que causan los contaminantes se pueden clasificar en función del tiempo que los organismos estuvieron expuestos, siendo 1) crónicos, aquellos que permanecen entre 10% y 100% de la vida del organismo; 2) subcrónicos, que cuentan con poca duración (<10% de la vida del organismo) y 3) agudos, donde el tiempo de exposición es corto incluso puede ocurrir una sola vez, pero a concentraciones muy elevadas. El efecto tóxico que tiene un contaminante abarca desde una escala molecular hasta la comunidad. Algunos de los efectos adversos en los organismos por exposición a metales y metaloides incluyen inhibición del sistema reproductivo, inhibición de la fotosíntesis y neurotoxicidad (Pb^{2+} , Pb^{4+}), inhibición de la actividad enzimática, reducción en la reproducción y el desarrollo (Cd^{2+}), decoloración de la piel, inhibición del crecimiento y desarrollo en plantas (Al^{3+}), decoloración de tejidos, reducción en las tasas de reproducción e inhibición respiratoria (Cr^{3+} , Cr^{6+}), entre otros (Sánchez-Duarte y Jara-Marini, 2016).

2.3. Acumulación y Movilidad de los Metales y Metaloides en los Sedimentos

Los metales y metaloides cuentan con componentes que tienen una gran afinidad a los suelos y sedimentos, es por ello que los sedimentos son considerados el depósito final de metales y metaloides y la movilidad de estos puede darse a través de estos reservorios, primordialmente en el ambiente acuático, dependiendo de las condiciones fisicoquímicas. En los sedimentos también puede suceder la transformación de algunos metales (como mercurio y estaño por un proceso de metilación y/o etilación) bajo ciertas condiciones anaerobias y reductoras y así dar lugar a la

formación de especies químicas orgánicas que en un gran número de casos resultan ser más tóxicas que las formas inorgánicas (Sánchez-Duarte y Jara-Marini, 2016).

La acumulación de los metales y metaloides en los suelos y sedimentos puede llegar a ser significativa debido a la formación de especies estables. A pesar de ello, las fracciones consideradas biodisponibles son las que se encuentran ligadas a las fracciones químicas inestables. Por ello, es importante determinar los niveles a los que cada fracción del metal está ligado. La movilidad de los metales en estas fracciones se puede ver influenciada por variaciones en las condiciones ambientales como el pH, el potencial redox, el tamaño de partícula, la salinidad, la concentración de materia orgánica y la temperatura. Dado que los sedimentos actúan como reservorio y fuente de las fracciones biodisponibles de metales y metaloides, estos reservorios tienen un rol importante en los ciclos biogeoquímicos de estos elementos, por lo que la evaluación de tales fracciones puede brindar los conocimientos para determinar su efecto tóxico (Sánchez-Duarte y Jara-Marini, 2016). Se ha determinado que el aumento de la urbanización, industrialización y la población ha dado como resultado la contaminación de ambientes marinos como ríos y áreas costeras (Sari *et al.*, 2015). Partiendo de este contexto, las fuentes de contaminación en el Golfo de California han sido clasificadas como fuentes directas, es decir, aquellas que resultan de la realización de actividades en los alrededores de las aguas costeras, entre ellas, se encuentran las descargas de aguas residuales municipales, industriales, agrícolas, de la ganadería, entre otros. También se clasifican en fuentes difusas que comprenden materiales provenientes de diferentes actividades terrestres, que pueden ubicarse relativamente alejadas de la costa, que incluyen nutrientes y plaguicidas empleados en la agricultura y contaminantes atmosféricos (Páez-Osuna *et al.*, 2017).

La acuicultura se ha empleado como una solución a los problemas que enfrenta la sociedad en cuanto a la producción de alimentos, obtención de materias primas para procesos industriales y servicios ambientales. A nivel mundial México es uno de los países que cuenta con mayor potencial para realizar acuicultura, cuenta con 11,400 km de litoral en su territorio, además de ecosistemas costeros que lo favorecen, horas luz y temperaturas apropiadas la mayor parte del año. Es el sector de producción primaria con un mayor crecimiento en la economía y ha representado el 7% de crecimiento promedio anual en la última década (Platas-Rosado *et al.*, 2017).

A pesar de los beneficios que ofrece la acuicultura por la producción de varias especies, para favorecer la producción de las especies que se cultivan, se aplican diversos productos químicos para controlar parásitos, hongos y bacterias. Además, se aplican fertilizantes inorgánicos como

nitrógeno, fósforo y potasio en diferentes mezclas, y en menor cantidad los orgánicos como silicatos, abonos, desechos vegetales y metales traza (Ramírez, 2010). Estos pueden llegar a ser contaminantes al descargarse a los ecosistemas costeros, ya que permanecen en el ambiente en los diferentes reservorios y pueden tener efectos adversos sobre la biota. Aunado a estos, están otros componentes en los desechos que incluyen diferentes plásticos, alimento no ingerido, materia orgánica disuelta y la materia fecal (Ovando, 2013).

Como consecuencia de la realización de las actividades antropogénicas en las cercanías de la Laguna El Tóbari, llegan descargas de efluentes que provienen de campos agrícolas, una granja de cultivo de camarón y descargas de aguas residuales municipales de ciudad Obregón y de los pueblos aledaños (García-Hernández, 2004; Jara-Marini *et al.*, 2013). El Valle del Yaqui es uno de los principales sitios productivos de agricultura intensiva. En un estudio realizado por Martínez-Durazo *et al.* (2019), se reportaron que descargan de manera habitual efluentes de diez drenes agrícolas a la Laguna El Tóbari, provenientes del Valle del Yaqui que tiene una extensión de cultivo de 220,000 ha aproximadamente.

2.3.1. Los Sedimentos como Reservorios de los Contaminantes

Los sedimentos surgen como producto del depósito de partículas del material de rocas y minerales, metales pesados, partículas orgánicas e inorgánicas, entre otros componentes y estos juegan un papel importante en el transporte de nutrientes y contaminantes como los metales, mediante los sistemas fluviales que pueden alcanzar los mares y océanos (León-García *et al.*, 2018). Las lagunas costeras son sitios dinámicos y por ello los sedimentos se convierten en componentes esenciales de estos ecosistemas (Watts y Mitra, 2017), y han sido frecuentemente descritos como los principales depósitos, sumideros y transporte tanto de elementos esenciales como de contaminantes, entre ellos se destacan los metales (Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2019; Iqbal *et al.*, 2015; Nelson, 2020). En los ecosistemas marinos los metales son considerados de los contaminantes más importantes ya que son tóxicos, persistentes y poco degradables (Saleem *et al.*, 2015).

Después que los metales llegan al ambiente marino, aquellos que se encuentran en la fase acuosa

se depositan finalmente en los sedimentos a través de diversos mecanismos físicos, químicos y biológicos (Watts y Mitra, 2017), como la precipitación, floculación, adsorción en partículas orgánicas e inorgánicas (Nazneen *et al.*, 2019); ya que sólo una pequeña fracción de ellos se mantiene disuelta en el agua y la mayoría se encuentra depositada en los sedimentos (Wang *et al.*, 2017).

Los sedimentos son considerados el depósito final de los metales y metaloides (Tessier *et al.*, 1979), por lo que su cuantificación en estos reservorios podría reflejar el impacto que han tenido las actividades humanas sobre los sistemas costeros. Una parte de los metales en los sedimentos se encuentra en formas reactivas, por lo que están disponibles para la columna de agua y la biota del medio; mientras que otra parte puede ser movilizada desde el sedimento, dependiendo de las condiciones fisicoquímicas del medio acuático, pudiendo ocurrir su biotransformación (Tessier *et al.*, 1979; Loring y Rantala, 1992).

La presencia de metales y metaloides en los sedimentos se convierte en una fuente potencial de bioacumulación y biomagnificación, lo que representa un peligro para el ambiente (Srinivas y Shynu, 2017). Los cambios que se originan en el entorno sedimentario pueden ocasionar la liberación de estos elementos almacenados, lo que provoca que surja la contaminación por metales y metaloides, desencadenando el deterioro del ecosistema marino. Son muchos los estudios que han documentado la problemática de la contaminación con metales y metaloides en sedimentos de ecosistemas costeros del Golfo de California, como lagunas costeras de Sinaloa y Sonora (Green-Ruíz y Páez-Osuna, 2001; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Ruíz-Fernández *et al.*, 2003; Soto-Jiménez *et al.*, 2003; Green-Ruíz *et al.*, 2005).

2.3.2. Factores de Enriquecimiento de los Metales y Metaloides

La normalización de las concentraciones de metales y metaloides permite establecer la fuente y el grado de la contaminación causado por estos elementos (Quevedo y Meneses, 2014). La concentración de metales traza pueden verse influenciada por el tamaño del grano de los sedimentos, teniendo que, a menor tamaño, mayor es la concentración encontrada, por lo que se debe de normalizar las concentraciones de estos elementos para eliminar el efecto que

pueden tener las aportaciones naturales o basales (por ejemplo, empleando un elemento muy abundante en los sedimentos y suelos como el aluminio) (Chávez y Huerta, 2015).

El empleo de elementos conservados como normalizadores se fundamenta en que éstos tienen un flujo uniforme, desde la corteza hacia los sedimentos y raramente son introducidos antropogénicamente, por lo que cambios en la proporción de sus concentraciones con respecto a los otros metales pueden indicar un enriquecimiento de los mismos (Ruíz-Fernández *et al.*, 2003; Soto-Jiménez *et al.*, 2003). El factor de enriquecimiento (FE) es utilizado para analizar si un sedimento se encuentra enriquecido de manera natural o antropogénica, por encima de los valores basales; este método normaliza las concentraciones de metales con respecto a un metal de referencia, que son aquellos que su concentración no ha variado con el tiempo a pesar de los efectos antropogénicos que pudieron darse (Quevedo y Meneses, 2014); los elementos normalizadores más comúnmente usados son el aluminio y el hierro (León-García *et al.*, 2018). El FE es una manera de estimar el contenido en exceso de un elemento, usando como referencia la abundancia promedio de los elementos en la corteza terrestre, de acuerdo a la fórmula propuesta por Grant y Middleton, (1990):

$$FE = \frac{[X]muestra}{[MN]muestra} / \frac{[X]base}{[MN]base}$$

Donde [X] muestra hace referencia a la concentración del metal en estudio; [MN] muestra es la concentración del elemento normalizador (Al, Fe, Li y Rb, entre otros), [X] base es la concentración del metal en estudio que ha sido reportada en la corteza continental superior y [MN] base es la concentración del elemento normalizador en la corteza continental superior.

2.3.3. Biodisponibilidad de los Metales y Metaloides en los Sedimentos

Una consideración que resulta importante al momento de determinar los riesgos que corren los

organismos a diferentes niveles a causa de los contaminantes contenidos en suelos o sedimentos, es la biodisponibilidad. Se define como la fracción del metal respecto a los niveles totales, que puede absorberse en el sistema digestivo del organismo y que estaría disponible para ser usados en procesos fisiológicos (Manahan, 2007). La contaminación por metales se caracteriza por su persistencia en el ambiente, bioacumulación y su capacidad de integración a la cadena alimenticia. En los sedimentos la contaminación por metales puede ser liberada al agua por medio de los cambios ambientales, lo que representa un peligro para los organismos y para el ambiente (Ji *et al.*, 2019).

Las formas químicas y la movilidad de los metales en los sedimentos se ven controladas por condiciones ambientales, como pH, potencial redox y otros parámetros ambientales, así mismo, una propiedad esencial de los sedimentos es el tamaño de grano, ya que afecta el comportamiento fisicoquímico, la removilización, la erosión, la sedimentación, la capacidad de adsorción y la distribución de los metales. Por lo que es importante distinguir las formas geoquímicas de los metales en sedimentos con diferente tamaño de grano para predecir la movilidad y biodisponibilidad de los metales y desarrollar estrategias para el control de la contaminación (Kang *et al.*, 2017).

Las concentraciones totales de metales en los sedimentos nos proporcionan información de la contaminación por metales, sin embargo, hay estudios que destacan que esta medición no predice la toxicidad de estos elementos contaminantes en los organismos acuáticos. La evaluación de la toxicidad y movilidad de los metales en los sedimentos es muy útil para establecer las diferentes formas químicas en las que estos metales pueden encontrarse y también al tipo de sustrato al que están unidos. Esta distribución se conoce como fraccionamiento, utilizando diferentes soluciones químicas, y proporciona información cualitativa que facilita la predicción de la movilización, el transporte y el posible riesgo que los metales puedan causar; además, el fraccionamiento cuenta con una relación directa con el comportamiento geoquímico y con la movilidad de los metales en condiciones naturales (Jara-Marini *et al.*, 2015). Entre los métodos más ampliamente utilizados para evaluar la movilidad, biodisponibilidad y toxicidad de los metales se encuentra el del Buró de Referencias de la Comunidad Europea (BCR por sus siglas en inglés) reportado por Kartal *et al.*, 2006. Este método es descrito en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Descripción del esquema de extracción secuencial BCR modificado utilizado para la especiación de metales¹.

Fase	Fracción	Solución extractante	Condiciones
F1	Soluble e intercambiable en agua y ácido	40mL de CH ₃ COOH 0.11 M	16 h a temperatura ambiente
F2	Reducible	40mL de HONH ₂ ·HCl 0.5M (pH 2)	16 h a temperatura ambiente
F3	Oxidable	10mL de H ₂ O ₂ 8.8 M (pH 2)	1h a temperatura ambiente.
		Luego 10mL de H ₂ O ₂ 8.8M (pH 2) y enfriar. Agregar 50mL de NH ₄ OAc 1 M (pH 2)	1h a 85°C. 16h a temperatura ambiente

¹. Fuente: Kartal *et al.* (2006).

3. HIPÓTESIS

Las concentraciones biodisponibles de metales (cobre, hierro, manganeso, níquel, cromo y zinc) en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari, Sonora, México, han sido enriquecidas debido a las actividades antropogénicas que se realizan en los alrededores de la zona, como la agricultura y la acuicultura.

4. OBJETIVO

4.1. Objetivo General

Determinar las concentraciones biodisponibles y los factores de enriquecimiento de metales (cobre, fierro, manganeso, níquel, cromo y zinc) en sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari, Sonora en diferentes épocas del año, y su relación con las actividades antropogénicas que se desarrollan en la zona.

4.2. Objetivos Específicos

1. Estimar las concentraciones biodisponibles de metales y su comportamiento estacional, en las fracciones geoquímicas de los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari, Sonora, México.
2. Determinar los factores de enriquecimiento y su comportamiento estacional, en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari, Sonora, México.
3. Determinar la relación del enriquecimiento de metales en los sedimentos superficiales del ecosistema, con las actividades agrícolas y acuícolas.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de Estudio

La Laguna El Tóbari se encuentra en el Estado de Sonora, a 40 km al suroeste de la ciudad Obregón y a 14 km del ejido de Villa Juárez, teniendo las siguientes coordenadas $26^{\circ} 55' 20''$ y $27^{\circ} 07' 40''$ de latitud norte y a $109^{\circ} 52' 29''$ y $110^{\circ} 03' 52''$ de longitud oeste (Figura 1). Está constituida por una barrera arenosa denominada Isla Huivulai y dos bocas, una boca al norte que posee una profundidad de 5 m y una boca sur que cuenta con 8 m de profundidad. El clima característico de esta región es seco desértico y cuenta con una profundidad promedio de 1.4 m (García-Hernández 2004; Lankford, 1977).

5.2. Recolección y Procesamiento de Muestras

Las muestras de sedimentos superficiales se colectaron a 2.5 cm de profundidad en los 14 sitios propuestos (Figura 1), utilizando una draga Van Veen de acero inoxidable y un recipiente plástico; posteriormente se colocaron en bolsas plásticas, fueron etiquetadas y guardadas en hieleras para transportarse al laboratorio. Una vez en el laboratorio las muestras se secaron a 55°C en una estufa durante 24 h, se colocaron en bolsas plásticas y se etiquetaron para su análisis.

5.3. Extracción Secuencial de Metales en los Sedimentos

Se utilizó el método de extracción secuencial del Buró de Referencias de la Comunidad Europea (BCR) con la modificación propuesta por Kartal *et al.*, (2006). Se obtuvieron en total tres fracciones geoquímicas. A continuación, se describe la secuencia de la extracción secuencial:



Figura 1. Área de estudio, Laguna El Tóbari, Sonora, México, y los sitios de muestreo.

1. Fracción soluble e intercambiable en agua y ácido. Se agregaron 40 mL de una solución de ácido acético (CH_3COOH) 0.11 M, se agitó mecánicamente por 16 h a temperatura ambiente. Las soluciones que se centrifugaron a 5000 rpm por 20 min y el sobrenadante se transfirió a recipientes etiquetados para su posterior análisis. Al residuo que se obtuvo se le realizó la siguiente etapa de extracción secuencial.
2. Fracción reducible. Se adicionaron 40 mL de cloruro de hidroxilamonio ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$) 0.5 M, pH 2, y se agitaron mecánicamente durante 16 h a temperatura ambiente. Las soluciones que se centrifugaron a 5000 rpm por 20 min y el sobrenadante se transfirió a recipientes etiquetados para su posterior análisis. Al residuo obtenido se le realizó la siguiente etapa de extracción secuencial.

3. Fracción oxidable. Se añadieron 10 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) 8.8 M, pH 2 y se agitaron mecánicamente por una hora a temperatura ambiente, posteriormente se le adicionaron 10 mL de H_2O_2 a 8.8 M y un pH de 2, y se agitaron mecánicamente durante una hora a una temperatura de 85°C. Se dejaron enfriar y por último se agregaron 50 mL de acetato de amonio (CH_3COONH_4) 1 M, pH de 2, se agitaron mecánicamente durante 16 h a temperatura ambiente. Las soluciones que se centrifugaron a 5000 rpm por 20 min y el sobrenadante se transfirió a recipientes etiquetados para su posterior análisis.

5.4. Granulometría de los Sedimentos Superficiales

A los sedimentos secos se les determinó la distribución del tamaño de granos por el método de Folk (1974). Se tomaron 200 g de sedimento, se adicionaron 50 mL de H_2O_2 a 8.8 M para eliminar carbonatos y materia orgánica, y se secaron a 60°C por 12 h. Luego fueron tamizadas bajo condiciones húmedas para separar arenas (2000-63 μ m) y lodos (<63 μ m), mientras que los limos y arcillas fueron determinados por pipeteo.

5.5. Cuantificación de Concentraciones de Metales Biodisponibles y Totales

Las concentraciones biodisponibles de metales se cuantificaron en las soluciones resultantes de cada fase de la extracción secuencial en el Laboratorio de Ecotoxicología del CIAD. Se utilizó la Espectrofotometría de Absorción Atómica por flama Varian modelo SpectrAA 240FS (Agilent, 2017) para cuantificar Cu, Fe, Ni, Mn, Zn y Cr. Se corrieron dos blancos por cada corrida de extracción secuencial y un material certificado de referencia (sedimento marino SRM-2702 del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de Estados Unidos) como controles analíticos. Todas las variaciones fueron $\leq 12\%$, aunque las concentraciones de metales del material de referencia variaron entre el 70-80% de los valores certificados.

Para la cuantificación de concentraciones totales de metales se empleó la técnica de Espectrometría de Fluorescencia de Rayos X (XRF por sus siglas en inglés), en el Laboratorio de Metalurgia

Ambiental del Departamento de Geología de la Universidad de Sonora. El análisis por XRF implica utilizar una fuente de rayos X que irradie a la muestra y esta fluoresce debido a la excitación atómica del material (Mejía-Piña *et al.*, 2016). Las muestras de sedimento superficial se homogeneizaron en un mortero de porcelana a un tamaño <63 micras, se colocaron en bolsas plásticas e instaladas en la cámara del equipo para la cuantificación de cada metal. Se corrieron blancos cada 12 muestras y materiales certificados de referencia (suelos de Montana SRM-2710a y SRM-2711a del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de Estados Unidos) como controles analíticos.

5.6. Determinación del Factor de Enriquecimiento

Para determinar el factor de enriquecimiento se aplicará la fórmula propuesta por Grant y Middleton (1990):

$$FE = \frac{[X]muestra}{[MN]muestra} / \frac{[X]base}{[MN]base}$$

Donde [X]muestra es la concentración del metal en estudio; [Fe]muestra es la concentración de Fe, que fue el metal normalizador; [X]base es la concentración del metal en estudio que ha sido reportada en la corteza continental superior; y [Fe]base es la concentración de Fe reportada en la corteza continental superior.

5.7. Diseño de Experimentos

Se empleó un diseño completamente al azar con mediciones repetidas, donde las unidades experimentales fueron las muestras de sedimentos superficiales, la variable respuesta la

concentración de cada uno de los metales, el tratamiento se refiere al sitio donde se colectaron las muestras y la repetición, que se muestreó en el mismo sitio en cada una de las estaciones temporales para poder evaluar la respuesta de cada sitio de muestreo respecto a su comportamiento estacional. Se empleó un muestreo aleatorio simple, donde se realizaron 2 muestreos al año (2018 y 2019), teniendo en total 4 muestreos en distintas épocas del año, en los meses de marzo y noviembre. Se consideraron los sitios de muestreo de acuerdo con las actividades antropogénicas que se desarrollan en la laguna, teniendo en total 14 puntos de muestreo en toda la laguna.

5.8. Análisis Estadístico

Se usó estadística descriptiva para estimar las concentraciones medias de metales y de granulometría en los sedimentos superficiales, así como sus desviaciones estándar y coeficiente de variación. Se realizaron pruebas de normalidad y de homogeneidad de varianza. Dado que los datos de metales biodisponibles y totales, y de granulometría resultaron no normales, se transformaron ($\log_{10} [X]+1$) para ejecutar pruebas paramétricas. Para estimar las diferencias en las concentraciones biodisponibles y totales, y los factores de enriquecimiento en los sedimentos superficiales se utilizó un análisis de varianza de dos vías y pruebas de comparaciones de las medias entre épocas de muestreo, usando la prueba de comparación de medias Student-Newman-Keuls (Glantz, 2002). Además, se realizó la prueba de análisis de factores para conocer las correlaciones de las concentraciones biodisponibles y totales de los metales, y los componentes granulométricos en los sedimentos superficiales.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Concentraciones Totales de Metales en Sedimentos Superficiales

En los Cuadros 2, 3, 4 y 5 se presentan los promedios de las concentraciones totales y desviaciones estándar de los metales analizados en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari, durante cada uno de los cuatro muestreos realizados.

Las concentraciones de Cr tuvieron variaciones tanto en los sitios de muestreos como en las épocas de muestreo. Algunos sitios mostraron mayores variaciones que otros, sin tener una tendencia clara y específica. Las concentraciones significativamente mayores ($p < 0.05$) se determinaron en los sitios 5 ($80.3 \mu\text{g g}^{-1}$), 6 ($80.1 \mu\text{g g}^{-1}$) y 7 ($79.7 \mu\text{g g}^{-1}$), en épocas diferentes; mientras que la concentración significativamente menor ($p < 0.05$) se determinó en el sitio 11 ($20.5 \mu\text{g g}^{-1}$) durante el muestreo de noviembre de 2019. En un estudio en dos lagunas del Golfo de California, en Sinaloa, México, fuertemente impactadas por la agricultura y descargas municipales, se reportó un intervalo de concentraciones totales de Cr de $3.1\text{-}17.4 \mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos superficiales, valores que son significativamente menores a los encontrados en este estudio. En contraste, en un estudio con sedimentos superficiales en la Bahía de Bohai, China, se reportó un intervalo de concentraciones de Cr de $60.1\text{-}224.5 \mu\text{g g}^{-1}$, mayores a las concentraciones reportadas en este estudio; la bahía de Bohai es un ecosistema que recibe descargas de aguas residuales industriales y domésticas provenientes de dos grandes ciudades (Gao y Chen-Tung, 2012).

Al comparar las concentraciones totales de Cr encontradas en este estudio respecto a los lineamientos guía sobre la calidad de los sedimentos (Birch, 2018), se observa que las concentraciones promedio de todos los sitios durante los 4 muestreos fueron menores respecto al Nivel de Efecto Probable (PEL por sus siglas en inglés) y al Intervalo de Efecto Medio (ERM por sus siglas en inglés). En cambio, las concentraciones de Cr en varios sitios de muestreo estuvieron por encima del Nivel Umbral de Efecto (TEL por sus siglas en inglés), con un 57.14 % del total de las muestras; asimismo, el 94.64 % de las concentraciones de todos los sitios se encontraron por debajo del Intervalo de Efecto Bajo (ERL por sus siglas en inglés). Sharifuzzaman *et al.* (2016) reportaron las directrices estándar de límites de seguridad para concentraciones de metales en

sedimentos marinos, según lo establece la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA por sus siglas en inglés), donde se establecen los criterios para determinar el grado de contaminación en los sedimentos; estos criterios para las concentraciones de Cr son: a) sitio no contaminado, concentración $<25 \mu\text{g g}^{-1}$; b) moderadamente contaminado, concentración entre $25-75 \mu\text{g g}^{-1}$; c) fuertemente contaminado, concentración $>75 \mu\text{g g}^{-1}$. Basados estos criterios, se considera que las concentraciones de Cr en los sedimentos de la Laguna El Tóbari se ubican en las tres categorías, el 92.86 % corresponden a moderadamente contaminado y el 5.36 % a fuertemente contaminado. La toxicidad del Cr en el ambiente depende de su forma química; el Cr^{+2} se encuentra presente en compuestos inorgánicos insolubles y difícilmente es móvil y biodisponible, mientras que las especies Cr^{+3} y Cr^{+6} forman compuestos orgánicos solubles que son sumamente móviles, biodisponibles y tóxicos (Ertani *et al.*, 2017).

También se observan variaciones espaciales y temporales en las concentraciones de Cu, donde se tienen incrementos en algunos puntos y meses de muestreo, sin ninguna tendencia particular. La concentración significativamente mayor ($p<0.05$) se estableció en el sitio 5 ($37.82 \mu\text{g g}^{-1}$) en el muestreo de marzo de 2019; por otra parte, las concentraciones significativamente menores ($p<0.05$) se determinaron en el sitio 3 ($9.30 \mu\text{g g}^{-1}$) en noviembre de 2019 y ($9.68 \mu\text{g g}^{-1}$) en diciembre de 2018 así como en el sitio 14 ($9.91 \mu\text{g g}^{-1}$) en noviembre de 2019. Birch (2018) reporta los lineamientos guía sobre la calidad de los sedimentos y al contrastar las concentraciones totales de Cu con estos lineamientos, se encontró que las concentraciones de todos los sitios se encuentran por debajo del Nivel de Efecto Probable (PEL por sus siglas en inglés) y del Intervalo de Efecto Medio (ERM por sus siglas en inglés). Asimismo, las concentraciones de Cu fueron mayores en un 53.57 % respecto al Nivel Umbral de Efecto (TEL por sus siglas en inglés), y por el contrario solo un 3.57 % de las concentraciones totales de Cu estuvieron por encima del Intervalo de Efecto Bajo (ERL por sus siglas en inglés).

Existen otros criterios para determinar el grado de contaminación en los sedimentos, como los presentados por Sharifuzzaman *et al.* (2016), donde los sedimentos se clasifican como no contaminado ($<25 \mu\text{g g}^{-1}$), moderadamente contaminado ($25-50 \mu\text{g g}^{-1}$) y fuertemente contaminado ($>50 \mu\text{g g}^{-1}$), de acuerdo a la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (US EPA por sus siglas en inglés). Empleando los lineamientos anteriores, los sedimentos analizados en este estudio se clasifican como no contaminados y moderadamente contaminados.

Vargas-González *et al.* (2017) reportaron la concentración de elementos traza en sedimentos

superficiales en tres lagunas costeras del Golfo de California, siendo estas la Laguna El Soldado que es un área natural protegida estatal y se usó como un sistema de referencia ya que no recibe descargas antropogénicas; la Bahía Lobos que es caracterizada por mantener una comunicación permanente con el mar abierto por medio de dos bocas, a su alrededor se encuentra un asentamiento humano de aproximadamente 2500 habitantes y es el principal centro pesquero de la comunidad Yaqui, y recibe las descargas de aguas residuales tratadas y no tratadas de Cd. Obregón y pueblos del Valle del Yaqui; finalmente la Laguna El Tóbari, que tiene una comunicación permanente con el mar gracias a dos bocas ubicadas de norte a sur en la Laguna, recibe descargas agrícolas y urbanas de 10 drenes, y uno acuícola. Se detectaron diferentes intervalos de concentración de Cu: la Laguna El Soldado de 0.34-20.2 $\mu\text{g g}^{-1}$; Bahía Lobos de 3.44-25.8 $\mu\text{g g}^{-1}$; y la Laguna El Tóbari de 0.50-22.3 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Las concentraciones reportadas en este estudio son mayores a las encontradas por estos autores (Vargas-González *et al.*, 2017) en las tres lagunas; en el caso de El Tóbari, esto pudiera estar relacionado con el dragado que se hizo entre 2013-2014. Previamente al dragado, Jara Marini *et al.* (2013) reportaron variaciones estacionales en las concentraciones de Cu, con un intervalo de 5.50-81.4 $\mu\text{g g}^{-1}$, con concentraciones reportadas en varios sitios que son significativamente mayores a las encontradas en este estudio.

Las concentraciones totales de Fe fueron las más altas de todos los metales en estudio, que también mostraron variaciones estacionales y temporales entre los sitios de muestreo, sin una tendencia clara en los sitios ni en las épocas. La concentración significativamente mayor ($p < 0.05$) se encontró en el sitio 5 (42559.1 $\mu\text{g g}^{-1}$) en marzo de 2019, mientras que la concentración significativamente menor ($p < 0.05$) se detectó en el sitio 11 (8312.1 $\mu\text{g g}^{-1}$) en noviembre de 2019. Vargas *et al.* (2017) estudiaron la acumulación de metales en tres ecosistemas del Golfo de California, y reportaron intervalos de concentraciones de Fe de 2400-22900 $\mu\text{g g}^{-1}$ en el Estero El Soldado, de 17000-36400 $\mu\text{g g}^{-1}$ en Bahía Lobos y de 3100-43400 $\mu\text{g g}^{-1}$ en la Laguna el Tóbari, éstas últimas similares a las encontradas en este estudio. En cuanto a estudios en ecosistemas costeros en el mundo, se evaluó la contaminación por metales en los sedimentos de la costa de Tupilipalem, en la India, y obtuvo el intervalo de concentraciones de Fe de 943.30-6813.4 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Ganugapenta *et al.*, 2017), que se encuentran por debajo a las concentraciones reportadas en este estudio. No existen criterios de calidad para los niveles de Fe en los sedimentos marinos, dado que es un metal que tiene niveles de toxicidad muy altos para la biota y su toxicidad está generalmente relacionada con población

ocupacionalmente expuesta (como los trabajadores de minas subterráneas) (Tchounwou *et al.*, 2012).

Las concentraciones totales de Mn en los sedimentos superficiales tuvieron variaciones estacionales y temporales, y no se encontró ningún patrón específico entre ellas. La concentración significativamente mayor ($p < 0.05$) se detectó en el sitio 4 ($653.18 \mu\text{g g}^{-1}$) en marzo de 2019; en cambio la concentración significativamente menor ($p < 0.05$) se detectó en el sitio 3 ($45.71 \mu\text{g g}^{-1}$) en noviembre de 2019. En un estudio realizado por Vargas González *et al.* (2017), reportaron concentraciones de metales traza en tres lagunas costeras del Golfo de California, los intervalos de concentración de Mn para la Laguna El Soldado fueron de $21.3\text{-}211 \mu\text{g g}^{-1}$, para Bahía Lobos de $133\text{-}889 \mu\text{g g}^{-1}$ y para Laguna El Tóbari de $217\text{-}1424 \mu\text{g g}^{-1}$; las concentraciones reportadas en este estudio son mayores a las reportadas en El Soldado, similares a las concentraciones de laguna Lobos y se encontraron por debajo a lo reportado en El Tóbari. Ochoa-Valenzuela *et al.* (2009) realizó un estudio en Bacochibampo, una bahía ubicada al oeste de Guaymas, Sonora, Golfo de California, cuyas principales actividades que se llevan a cabo son el comercio y turismo; reportó un intervalo de concentración de Mn en sedimentos superficiales de esta zona costera de $125\text{-}925 \mu\text{g g}^{-1}$, valores superiores a los encontrados en este estudio.

Las concentraciones totales de Ni presentaron variaciones en los sitios de muestreo y en las épocas de muestreo. Estas variaciones no mostraron una tendencia específica. La concentración significativamente mayor ($p < 0.05$) se observó en el sitio 7 ($15.36 \mu\text{g g}^{-1}$) en el muestreo de marzo de 2018, mientras que la concentración significativamente menor ($p < 0.05$) se encontró en los sitios 10 ($6.59 \mu\text{g g}^{-1}$), 11 ($6.58 \mu\text{g g}^{-1}$) y 12 ($6.57 \mu\text{g g}^{-1}$), durante el muestreo de diciembre de 2018. De acuerdo a los lineamientos guía sobre la calidad de los sedimentos de Birch (2018), algunas de las concentraciones totales de Ni son cercanas al Nivel de Efecto Tolerable (TEL= $15.9 \mu\text{g g}^{-1}$) pero menores al Nivel de Efecto Probable (PEL= $42.8 \mu\text{g g}^{-1}$), al Intervalo de Efecto Bajo (ERL= $20.9 \mu\text{g g}^{-1}$) y al Intervalo de Efecto Medio (ERM= $51.6 \mu\text{g g}^{-1}$). Además, al comparar las concentraciones de Ni con los criterios de la US EPA para sedimentos marinos (reportado por Sharifuzzaman *et al.*, 2016) (sedimento no contaminado $< 20 \mu\text{g g}^{-1}$, moderadamente contaminado entre $20\text{-}50 \mu\text{g g}^{-1}$ y fuertemente contaminado cuando excede los $50 \mu\text{g g}^{-1}$), corresponden a sedimentos no contaminados.

En un estudio realizado en tres lagunas costeras del Golfo de California, los intervalos de concentración totales de Ni fueron de $7.18\text{-}37.5 \mu\text{g g}^{-1}$ para la Laguna El Soldado fueron, de 3.25-

98.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Bahía Lobos y de $<0.07\text{-}20.6 \mu\text{g g}^{-1}$ para Laguna El Tóbari (Vargas González *et al.*, 2017) Las concentraciones encontradas en el presente estudio son menores a las reportadas en El Soldado y Bahía Lobos, y similares a las concentraciones de Ni reportadas en El Tóbari. En un estudio realizado por Bloundi *et al.* (2009) en la Laguna Nador, Marruecos, un ecosistema impactado por desechos de la industria del hierro y descargas urbanas de ciudades aledañas; se determinó un intervalo de concentración de Ni de $2\text{-}62 \mu\text{g g}^{-1}$, que son mayores a las encontradas en este estudio en la Laguna El Tóbari. Las fuentes de Ni son muy variadas, incluyendo a la industria metalúrgica, la minería de varios metales, la agricultura y las descargas domésticas (Páez-Osuna, 2014). En cuanto a la agricultura, se ha reportado que los fertilizantes a fosfatados contienen cantidades variables de Ni (Oliveira Zoffoli *et al.*, 2013), por lo que este puede ser el origen principal en la Laguna El Tóbari, considerando que el Valle del Yaqui es una región agrícola intensiva (García Hernández *et al.*, 2018).

Respecto a las concentraciones totales de Zn, se observan variaciones espaciales y temporales, estas variaciones tampoco presentan tendencias claras ni en los sitios ni por épocas. La concentración significativamente mayor ($p<0.05$) se presentó en el sitio 5 ($113.61 \mu\text{g g}^{-1}$) en el muestreo de marzo de 2019, mientras que la concentración significativamente menor ($p<0.05$) se observó en el sitio 11 ($14.24 \mu\text{g g}^{-1}$) en noviembre de 2019. Según los criterios sobre la calidad de los sedimentos reportados por Birch (2018), las concentraciones totales de Zn se encuentran por debajo de todos estos lineamientos, incluyendo al Nivel Umbral de Efecto (TEL= $124 \mu\text{g g}^{-1}$), Nivel de Efecto Probable (PEL= $271 \mu\text{g g}^{-1}$), Intervalo de Efecto Bajo (ERL= $150 \mu\text{g g}^{-1}$) e Intervalo de Efecto Medio (ERM= $410 \mu\text{g g}^{-1}$). Los criterios de US EPA para los niveles de Zn en sedimentos marinos que fueron reportados por Sharifuzzaman *et al.* (2016), consideran que un sedimento no contaminado es $<90 \mu\text{g g}^{-1}$, moderadamente contaminado con una concentración entre $90\text{-}200 \mu\text{g g}^{-1}$ y fuertemente contaminado si la concentración es $>200 \mu\text{g g}^{-1}$. Basados en este criterio, las concentraciones totales de Zn de los sedimentos de la Laguna El Tóbari de este estudio se consideran no contaminados en un 92.86% y moderadamente contaminados en un 7.14%.

Previamente en sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari, se había reportado un intervalo de concentración de Zn de $35.5\text{-}145 \mu\text{g g}^{-1}$ (Jara-Marini *et al.*, 2013), valores que son ligeramente mayores a las encontradas en este estudio. Posteriormente, Vargas-González *et al.* (2017) reportaron un intervalo de concentración de Zn de $15.2\text{-}84.9 \mu\text{g g}^{-1}$, valores que son similares a los encontrados a este estudio. Entre las fuentes antropogénicas de Zn, se encuentran los desechos de

la minería y fundición de metales, la industria textil e industria pirometalúrgica y la agricultura (Páez-Osuna, 2014). La fuente principal del Zn en El Tóbari es la agricultura, por el uso de agroquímicos como el Mancozeb (García-Hernández *et al.*, 2018), considerando que es una actividad intensiva y muchos drenes descargan directamente en la Laguna El Tóbari.

Al considerar otros estudios realizados en otros ecosistemas costeros del mundo, Gao y Chen-Tung (2012) estudiaron la acumulación de Zn en la Bahía de Bohai en China, y reportaron un intervalo de concentración del elemento de 55.3-457.3 $\mu\text{g g}^{-1}$, que se encuentran por encima a las reportadas en este estudio en la Laguna El Tóbari; la Bahía de Bohai recibe descargas industriales y domésticas, provenientes de grandes ciudades en China. Mashiatullah *et al.* (2013) reportaron concentraciones de Zn entre 44.2 y 524 $\mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos superficiales de la costa de Karachi, Pakistán, un ecosistema impactado por descargas industriales y urbanas; los autores consideraron que algunos sitios están asociados a impactos por descargas urbanas.

En el Cuadro 6 se presentan las correlaciones, con sus respectivos niveles de significancia, de las concentraciones de metales totales con la prueba no paramétrica de Spearman. Se observa que existen correlaciones significativas ($p < 0.05$) positivas entre la mayoría de los metales analizados (Cr, Cu, Fe, y Zn; exceptuando Ni:Mn), mientras que Cu y Cr mostraron correlaciones significativas con los limos y Cr con las arcillas. Asimismo, en el Cuadro 7 y Figura 2 se presentan los resultados de la prueba multivariada de Análisis de Factores (AF) de las concentraciones totales de los metales transformadas ($\log_{10} [\text{metal total}] + 1$), ya que las pruebas de normalidad resultaron que dichas concentraciones fueron no normales. Los factores 1 y 2 explican el 65.3% de las variaciones en las variables. Las correlaciones obtenidas en las dos pruebas coinciden con las encontradas con el AF. Los datos son explicados en mayor medida por el factor 1 (41.2%), en el que correlacionan de manera positiva Cu, Fe, Mn, Zn, Ni, Cr, limos y arcillas, mientras que el factor 2 explica un menor porcentaje (22.7%) en el que se agrupan las arenas. Esto también se observa en la Figura 2, donde además la distribución de las concentraciones totales de los metales y la composición granulométrica de los sedimentos superficiales por muestreos se agruparon principalmente en factor 1.

Existen muchos estudios en ecosistemas acuáticos donde se han estudiado el comportamiento de diversos metales con las propiedades granulométricas de los sedimentos y el contenido de nutrientes tanto de origen orgánico como inorgánico. Las correlaciones positivas y agrupaciones entre los metales y de estos con los componentes finos en los sedimentos son indicativos de

orígenes y/o fuentes similares, como lo es el intemperismo y el transporte, y las descargas industriales, municipales, agrícolas y/o acuícolas (Green-Ruíz y Páez-Osuna, 2001; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003, 2019; Soto-Jiménez *et al.*, 2003; Ganugapenta *et al.*, 2018). En un estudio realizado en la Laguna Chiricahueto del Golfo de California, se encontraron que un grupo de metales (Al, Co, Cr, Fe y Li) provenían principalmente de la meteorización de los minerales; y otro grupo (Ag, Cd, Cu, Ni, Pb y Zn) estuvieron asociados a actividades antropogénicas, principalmente a la agricultura y descargas urbanas (Soto-Jiménez *et al.*, 2003). Resultados similares fueron reportados en estudios de ecosistemas en México como la Laguna Altata El Pabellón en el Golfo de California (Green-Ruíz y Páez-Osuna, 2001), Estero de Urías en el Golfo de California (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001), el estuario del Río Culiacán (Ruiz-Fernández *et al.*, 2003) y la zona costera del Golfo de México (Ruiz-Fernández *et al.*, 2019). También, en estudios de ecosistemas de otras regiones del mundo como la Bahía Liaodong en China (Wang *et al.*, 2017), la Costa de Tupilipalem en la India (Ganugapenta *et al.*, 2018), la costa de Trinidad y Tobago (Nelson, 2020) y la costa de Jamaica (Williams y Antoine, 2020),

Previamente, Jara-Marini *et al.* (2013) reportaron correlaciones positivas entre Cu, Zn y las arcillas en sedimentos superficiales colectados en la Laguna El Tóbari, que fueron asociados a las afinidades químicas y fuentes similares entre los metales, y a la alta capacidad de ad-absorción de las arcillas, como ha sido documentado por otros autores (Horowitz, 1991; Ergin *et al.*, 1996). Los resultados en este estudio de las correlaciones de los metales totales entre sí y con los componentes finos de los sedimentos indican que estos elementos tienen el mismo origen derivados del intemperismo y/o por las actividades antropogénicas. El Servicio Geológico Mexicano reporta niveles basales relativamente altos de Cu ($13.7\text{--}27.3 \mu\text{g g}^{-1}$), de Ni ($7.09\text{--}59.3 \mu\text{g g}^{-1}$) y Zn ($66.2\text{--}107.9 \mu\text{g g}^{-1}$) (SGM, 2015), por lo que el origen natural asociado al intemperismo y las escorrentías puede ser importante. Además, el Valle del Yaqui es una región de agricultura intensiva y extensiva, con ciclos de cultivos asociados a temporadas del año, cuyos drenes descargan en la Laguna El Tóbari grandes cantidades de material suspendido y contaminantes (García-Hernández, 2004; Jara-Marini *et al.*, 2013; Vargas-González *et al.*, 2017; García Hernández *et al.*, 2018). Una gran cantidad de agroquímicos (fertilizantes y pesticidas principalmente) contienen cantidades variables de metales (Páez-Osuna, 2014), muchos de éstos utilizados en el Valle del Yaqui (García Hernández *et al.*, 2018), por lo que estos impactos son grandes y se suman a las fuentes naturales. También se ha reportado la contaminación por la

acuicultura del camarón en su parte norte, cuyos impactos han sido significativos en los últimos 10 años (Martínez-Durazo *et al.*, 2019), en la que se utilizan cantidades variables de fertilizantes con contenido de metales (Páez-Osuna, 2014).

Cuadro 2. Concentraciones promedio totales de metales ($\mu\text{g g}^{-1} \pm$ desviación estándar) en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari durante el muestreo de marzo de 2018¹.

Muestreo	Sitio	Cromo	Cobre	Fierro	Manganeso	Níquel	Zinc
Marzo 2018	1	43.39 ^b ±	10.66 ^a ±	15074.8 ^{ab} ±	98.32 ^c ±	8.61 ^a ±	24.65 ^{ab} ±
		0.58	0.81	61.40	3.30	0.08	2.33
	2	64.72 ^d ±	28.91 ^{cd} ±	33194.9 ^e ±	422.25 ^h ±	9.97 ^{ab} ±	78.91 ^f ±
		3.11	3.02	46.25	19.82	0.18	6.59
	3	37.43 ^{ab} ±	10.81 ^a ±	11464.7 ^a ±	86.61 ^b ±	8.50 ^a ±	17.44 ^a ±
		2.36	1.25	39.56	12.82	0.04	0.98
	4	62.69 ^d ±	23.49 ^c ±	35693.5 ^e ±	294.06 ^e ±	12.51 ^b ±	74.30 ^f ±
		4.72	3.68	129.81	7.64	0.16	1.08
	5	74.32 ^{ef} ±	30.74 ^d ±	36317.2 ^e ±	430.95 ^h ±	13.90 ^b ±	96.24 ^{gh} ±
		2.41	2.56	24.83	4.64	0.18	1.44
	6	57.91 ^{cd} ±	20.87 ^{bc} ±	20068.7 ^{bc} ±	340.75 ^f ±	7.47 ^a ±	36.60 ^c ±
		2.16	1.08	397.75	7.31	0.02	1.21
	7	79.70 ^f ±	31.16 ^{de} ±	37971.7 ^e ±	444.94 ^h ±	15.36 ^b ±	97.06 ^{gh} ±
		6.77	3.87	196.01	21.68	0.99	4.73
	8	58.74 ^{cd} ±	21.29 ^c ±	21264.0 ^c ±	344.42 ^{fg} ±	7.28 ^a ±	39.20 ^{cd} ±
		3.41	0.76	28.92	16.64	0.25	2.38
	9	53.14 ^c ±	14.50 ^{ab} ±	17949.8 ^b ±	246.78 ^e ±	9.43 ^{ab} ±	27.55 ^b ±
		1.76	1.08	68.56	2.76	0.07	3.62
	10	38.21 ^{ab} ±	13.47 ^a ±	10745.4 ^a ±	148.98 ^d ±	9.34 ^{ab} ±	17.64 ^a ±
		2.77	2.67	55.57	18.44	0.07	1.18
	11	50.34 ^c ±	13.90 ^{ab} ±	14022.9 ^{ab} ±	186.13 ^d ±	9.51 ^{ab} ±	18.28 ^a ±
		4.28	0.41	49.86	7.72	0.21	0.84
	12	65.57 ^{de} ±	19.05 ^b ±	23128.5 ^{cd} ±	394.32 ^{gh} ±	10.73 ^{ab} ±	43.68 ^d ±
		3.31	3.56	46.12	8.90	0.33	2.96
	13	58.18 ^{ce} ±	20.29 ^{bc} ±	26592.3 ^d ±	398.08 ^{gh} ±	7.73 ^a ±	61.75 ^e ±
		3.61	1.37	197.08	24.14	0.06	11.19
	14	48.15 ^{bc} ±	12.57 ^a ±	16223.4 ^b ±	156.95 ^d ±	9.91 ^{ab} ±	22.47 ^{ab} ±
		1.63	0.55	95.27	12.11	0.28	1.18
TEL/PEL ²		52.3/160	18.7/108	No reportado	No reportado	15.9/42.8	124/271
ERL/ERM ₃		81/370	34/270	No reportado	No reportado	20.9/51.6	150/410

¹Valores con diferente letra en el superíndice indican diferencias significativas a $\alpha=0.05$.

²TEL/PEL: Nivel de efecto tolerable/Nivel de efecto probable.

³ERL/ERM: Intervalo de efecto bajo/ Intervalo de efecto medio.

Cuadro 3. Concentraciones promedio totales de metales ($\mu\text{g g}^{-1} \pm$ desviación estándar) en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari durante el muestreo de diciembre de 2018¹.

Muestreo	Sitio	Cromo	Cobre	Fierro	Manganeso	Níquel	Zinc
Diciembre 2018	1	54.91 ^c ± 3.41	12.05 ^a ± 0.45	15001.08 ^{ab} ± 28.94	86.57 ^b ± 5.39	8.68 ^a ± 0.10	23.50 ^{ab} ± 1.21
	2	72.12 ^d ± 10.02	33.99 ^d ± 2.64	37269.88 ^e ± 126.39	397.63 ^f ± 11.31	12.37 ^b ± 0.30	89.05 ^{fg} ± 1.79
	3	41.77 ^b ± 0.15	9.68 ^a ± 1.53	11175.21 ^a ± 17.87	290.96 ^e ± 20.59	9.62 ^{ab} ± 0.29	17.20 ^a ± 1.42
	4	64.78 ^d ± 4.37	23.09 ^c ± 6.03	26136.02 ^c ± 63.23	283.01 ^e ± 2.14	10.62 ^b ± 0.45	53.13 ^e ± 3.18
	5	66.75 ^d ± 4.15	20.40 ^{bc} ± 1.72	27598.14 ^c ± 194.84	283.41 ^e ± 11.57	10.49 ^b ± 0.08	57.43 ^e ± 1.57
	6	80.10 ^f ± 6.65	34.66 ^d ± 4.05	38408.15 ^e ± 40.87	485.14 ^h ± 14.06	10.48 ^b ± 0.05	108.59 ^h ± 0.71
	7	73.13 ^e ± 5.60	30.51 ^{cd} ± 5.42	35046.49 ^e ± 166.69	435.62 ^h ± 10.89	9.77 ^{ab} ± 0.18	84.65 ^{fg} ± 0.74
	8	67.22 ^{cd} ± 6.67	25.65 ^c ± 6.18	25908.29 ^c ± 60.64	391.99 ^f ± 23.34	11.00 ^b ± 0.34	55.66 ^e ± 8.58
	9	49.36 ^b ± 1.66	19.24 ^{bc} ± 3.62	17844.23 ^b ± 73.70	236.20 ^e ± 16.39	7.60 ^a ± 0.08	28.56 ^b ± 0.20
	10	56.25 ^{cd} ± 3.06	17.36 ^b ± 1.82	15448.26 ^{ab} ± 93.10	266.80 ^e ± 9.68	6.59 ^a ± 0.21	26.69 ^b ± 1.48
	11	50.62 ^c ± 3.28	15.73 ^{ab} ± 1.26	12771.04 ^a ± 62.36	200.13 ^{de} ± 2.63	6.58 ^a ± 0.06	19.11 ^a ± 2.01
	12	43.85 ^b ± 2.15	14.86 ^{ab} ± 4.11	13694.37 ^{ab} ± 51.05	171.41 ^d ± 17.37	6.57 ^a ± 0.03	22.38 ^{ab} ± 1.36
	13	58.47 ^{cd} ± 3.77	15.29 ^{ab} ± 2.40	20174.90 ^b ± 96.11	245.65 ^e ± 9.09	8.82 ^a ± 0.13	34.70 ^c ± 2.73
	14	46.57 ^b ± 4.13	12.96 ^a ± 1.08	23083.49 ^{bc} ± 99.66	267.16 ^e ± 9.14	7.98 ^a ± 0.32	40.18 ^{cd} ± 4.20
TEL/PEL ²		52.3/160	18.7/108	No reportado	No reportado	15.9/42.8	124/271
ERL/ERM ₃		81/370	34/270	No reportado	No reportado	20.9/51.6	150/410

¹Valores con diferente letra en el superíndice indican diferencias significativas a $\alpha=0.05$.

²TEL/PEL: Nivel de efecto tolerable/Nivel de efecto probable.

³ERL/ERM: Intervalo de efecto bajo/ Intervalo de efecto medio.

Cuadro 4. Concentraciones promedio totales de metales ($\mu\text{g g}^{-1} \pm$ desviación estándar) en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari durante el muestreo de marzo de 2019¹.

Muestreo	Sitio	Cromo	Cobre	Fierro	Manganeso	Níquel	Zinc
Marzo 2019	1	46.97 ^b \pm 2.14	11.25 ^a \pm 1.15	15949.19 ^{ab} \pm 108.35	94.83 ^c \pm 11.35	8.71 ^a \pm 0.15	22.71 ^a \pm 0.79
	2	51.72 ^{bc} \pm 4.26	23.68 ^c \pm 2.30	23626.02 ^{cd} \pm 55.47	458.64 ^h \pm 9.76	7.98 ^a \pm 0.11	40.47 ^{cd} \pm 1.52
	3	31.82 ^a \pm 0.67	10.06 ^a \pm 0.60	12600.98 ^a \pm 28.21	76.01 ^b \pm 12.57	8.68 ^a \pm 0.27	19.69 ^a \pm 3.82
	4	46.43 ^b \pm 1.04	11.21 ^a \pm 0.48	12481.25 ^a \pm 67.47	653.18 ⁱ \pm 18.15	8.25 ^a \pm 0.22	20.06 ^a \pm 3.63
	5	80.27 ^f \pm 2.04	37.82 ^e \pm 4.46	42559.11 ^f \pm 200.15	466.00 ^h \pm 16.30	8.36 ^a \pm 0.14	113.61 ^h \pm 1.75
	6	62.00 ^d \pm 1.44	21.56 ^{bc} \pm 5.86	23223.63 ^{cd} \pm 57.87	289.74 ^e \pm 21.64	8.49 ^a \pm 0.06	49.85 ^e \pm 2.45
	7	74.23 ^{ef} \pm 2.35	27.36 ^{cd} \pm 0.82	31016.12 ^e \pm 128.92	403.65 ^{gh} \pm 21.49	7.64 ^a \pm 0.09	78.86 ^f \pm 3.83
	8	65.47 ^d \pm 4.14	24.05 ^c \pm 2.88	25024.91 ^d \pm 94.82	405.27 ^{gh} \pm 15.92	8.28 ^a \pm 0.26	53.41 ^e \pm 6.42
	9	51.10 ^{bc} \pm 3.45	15.89 ^{ab} \pm 1.62	12069.91 ^a \pm 78.58	256.37 ^e \pm 12.55	9.44 ^{ab} \pm 0.26	21.29 ^a \pm 1.38
	10	72.14 ^{ef} \pm 3.29	29.58 ^{cd} \pm 2.34	32138.51 ^e \pm 59.71	408.81 ^{gh} \pm 4.14	7.30 ^a \pm 0.09	81.20 ^f \pm 3.18
	11	52.92 ^{bc} \pm 5.62	19.53 ^b \pm 2.23	14070.81 ^{ab} \pm 80.16	235.60 ^e \pm 10.31	9.06 ^{ab} \pm 0.02	24.70 ^{ab} \pm 1.81
	12	47.74 ^{ab} \pm 5.62	15.47 ^{ab} \pm 1.11	17428.60 ^{bc} \pm 18.48	266.86 ^e \pm 5.64	6.93 ^a \pm 0.09	29.72 ^b \pm 1.37
	13	69.11 ^c \pm 1.21	19.08 ^b \pm 4.89	20266.57 ^c \pm 64.49	258.13 ^e \pm 20.35	8.20 ^a \pm 0.14	37.61 ^c \pm 2.69
	14	52.11 ^b \pm 3.27	14.67 ^{ab} \pm 4.57	17021.99 ^{bc} \pm 30.03	163.78 ^d \pm 1.20	9.80 ^{ab} \pm 0.14	25.35 ^b \pm 3.16
TEL/PEL ²		52.3/160	18.7/108	No reportado	No reportado	15.9/42.8	124/271
ERL/ERM ³		81/370	34/270	No reportado	No reportado	20.9/51.6	150/410

¹Valores con diferente letra en el superíndice indican diferencias significativas a $\alpha=0.05$.

²TEL/PEL: Nivel de efecto tolerable/Nivel de efecto probable.

³ERL/ERM: Intervalo de efecto bajo/ Intervalo de efecto medio.

Cuadro 5. Concentraciones promedio totales de metales ($\mu\text{g g}^{-1} \pm$ desviación estándar) en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari durante el muestreo de noviembre de 2019¹.

Muestreo	Sitio	Cromo	Cobre	Fierro	Manganeso	Níquel	Zinc
Noviembre 2019	1	59.35 ^{cd} \pm 3.56	28.42 ^c \pm 2.86	31488.08 ^e \pm 144.95	352.15 ^{fg} \pm 17.53	9.33 ^a \pm 0.41	73.95 ^{fg} \pm 4.47
	2	64.56 ^{de} \pm 1.66	31.44 \pm 1.25	35411.78 ^e \pm 226.65	433.64 ^h \pm 6.56	9.91 ^{ab} \pm 0.36	85.73 ^g \pm 3.80
	3	39.33 ^{ab} \pm 2.58	9.30 ^a \pm 1.24	10730.72 ^a \pm 67.84	45.71 ^a \pm 8.99	9.73 ^{ab} \pm 0.91	17.71 ^a \pm 0.62
	4	67.50 ^{de} \pm 3.49	22.99 ^c \pm 5.77	29008.44 ^{ce} \pm 127.55	260.18 ^e \pm 16.47	9.36 ^a \pm 0.24	66.07 ^f \pm 0.72
	5	59.49 ^{cd} \pm 0.80	20.52 ^{bc} \pm 4.15	17182.85 ^b \pm 40.43	220.54 ^{de} \pm 29.30	10.87 ^{ab} \pm 0.21	32.18 ^c \pm 2.23
	6	70.23 ^{ef} \pm 3.66	21.65 ^{bc} \pm 2.88	24082.10 ^{bc} \pm 19.99	323.32 ^{fg} \pm 4.98	11.39 ^b \pm 0.43	50.23 ^e \pm 10.61
	7	65.65 ^{de} \pm 6.10	21.90 ^{bc} \pm 0.58	29858.38 ^{ce} \pm 145.15	360.56 ^{fg} \pm 1.57	11.60 ^b \pm 0.41	75.89 ^f \pm 1.97
	8	41.93 ^b \pm 3.75	14.03 ^{ab} \pm 2.21	20140.05 ^b \pm 116.79	287.24 ^e \pm 11.61	13.79 ^b \pm 1.31	35.15 ^c \pm 2.03
	9	49.58 ^{bc} \pm 1.94	16.14 ^b \pm 1.81	11054.93 ^a \pm 22.50	200.19 ^{de} \pm 12.71	9.02 ^a \pm 0.23	20.14 ^{ab} \pm 1.39
	10	42.93 ^b \pm 1.84	12.07 ^a \pm 1.57	15168.56 ^{ab} \pm 84.37	274.55 ^e \pm 9.06	11.00 ^b \pm 0.13	24.15 ^{ab} \pm 0.36
	11	20.54 ^a \pm 0.39	11.89 ^a \pm 0.40	8312.12 ^a \pm 20.37	89.86 ^b \pm 18.42	9.02 ^a \pm 0.33	14.24 ^a \pm 2.26
	12	50.93 ^b \pm 1.87	16.19 ^b \pm 2.52	21560.61 ^{bc} \pm 30.23	323.44 ^{fg} \pm 6.81	8.58 ^a \pm 0.35	40.14 ^{cd} \pm 1.21
	13	67.80 ^{cd} \pm 2.21	32.01 ^{cd} \pm 2.67	30995.35 ^e \pm 241.49	559.82 ⁱ \pm 21.99	10.35 ^{ab} \pm 0.29	87.34 ^g \pm 11.96
	14	43.22 ^b \pm 2.38	9.91 ^a \pm 1.17	14303.21 ^{ab} \pm 43.55	124.33 ^c \pm 17.46	10.16 ^{ab} \pm 0.25	21.44 ^{ab} \pm 2.52
TEL/PEL ²		52.3/160	18.7/108	No reportado	No reportado	15.9/42.8	124/271
ERL/ERM ³		81/370	34/270	No reportado	No reportado	20.9/51.6	150/410

¹Valores con diferente letra en el superíndice indican diferencias significativas a $\alpha=0.05$.

²TEL/PEL: Nivel de efecto tolerable/Nivel de efecto probable.

³ERL/ERM: Intervalo de efecto bajo/ Intervalo de efecto medio.

Cuadro 6. Correlaciones de Spearman (con el nivel de significancia) de las concentraciones totales de metales en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari¹.

Variable	Zn	Cu	Fe	Mn	Ni	Cr	Arenas	Limos
Cu	0.867							
Fe	0.978	0.846						
Mn	0.784	0.747	0.762					
Ni	0.269	0.171	0.293	0.137				
Cr	0.861	0.831	0.851	0.690	0.233			
Arenas	-0.085	-0.157	-0.057	-0.092	-0.023	-0.180		
Limos	0.078	0.168	0.056	0.112	0.038	0.162	-0.902	
Arcillas	0.094	0.125	0.063	0.080	-0.152	0.158	-0.791	0.523

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

Cuadro 7. Factor de Análisis de las concentraciones totales de metales transformados en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Cu	0.867	-0.079	0.069
Fe	0.966	-0.030	0.038
Mn	0.622	-0.033	0.046
Zn	0.968	-0.052	0.069
Ni	0.184	-0.062	-0.076
Cr	0.804	-0.046	0.049
Arenas	-0.071	0.909	-0.274
Limos	0.073	-0.367	0.353
Arcillas	0.096	-0.279	0.905
% Varianza	41.2	22.7	8.60

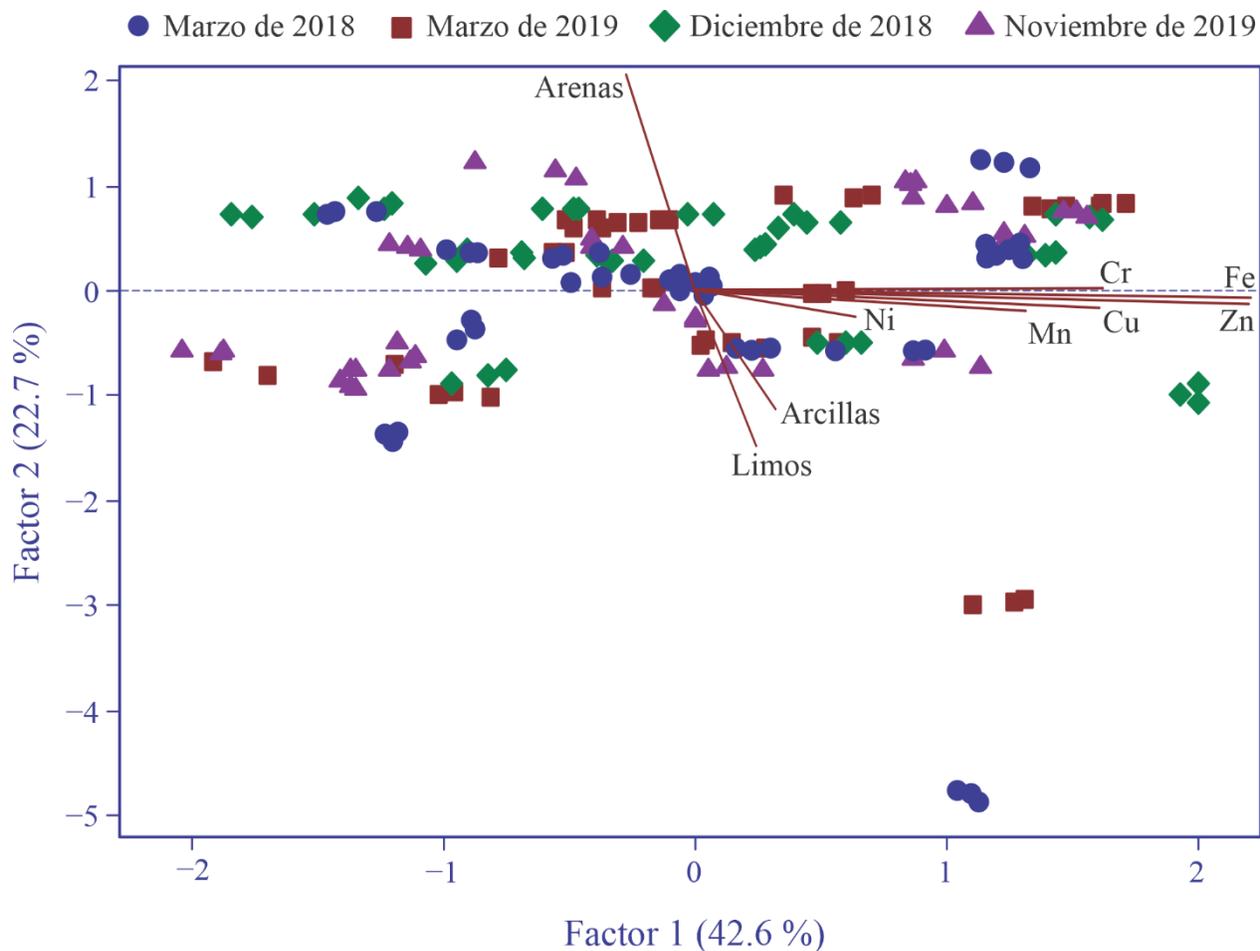


Figura 2. Resultados del Factor de Análisis de las concentraciones de metales totales transformados en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari.

6.2. Concentraciones Biodisponibles de Metales en Sedimentos Superficiales

En la Figura 3 se muestran las concentraciones biodisponibles de Cr en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari, durante los cuatro muestreos realizados. Se determinaron variaciones espaciales y temporales significativas ($p < 0.05$) en las concentraciones biodisponibles, con una tendencia general de ser mayores para todos los sitios en los muestreos de diciembre de 2018 y marzo de 2019. La concentración significativamente menor ($p < 0.05$) se encontró en el sitio 2 durante el muestreo de marzo de 2018 ($1.17 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que la concentración significativamente mayor ($p < 0.05$) fue determinada en el sitio 5 durante el muestreo de diciembre de 2018 ($2.92 \mu\text{g g}^{-1}$). Green-Ruiz y Páez-Osuna (2004) reportaron un intervalo de concentraciones

biodisponibles (fracción lábil) de Cr entre 0.25-3.75 $\mu\text{g g}^{-1}$, en la Laguna de Altata-Ensenada del Pabellón ubicada en el Golfo de California; dicho ecosistema fue principalmente impactado por actividades agrícolas, de manera similar a lo que ocurre en la Laguna El Tóbari. El Cr es un metal que generalmente se asocia a los óxidos de Fe y Mn, y a la materia orgánica. Los metales ligados a estas fracciones pueden ser movilizados a otros componentes ambientales, como la biota, por cambios en el potencial Redox y de pH. Los resultados de este estudio mostraron que la mayor parte de la fracción biodisponible de este elemento se encontró en las fracciones reducible (óxidos de Fe y Mn) y oxidable (materia orgánica) (Figura 3).

Los estudios reportados en diferentes ecosistemas alrededor del mundo indican que este elemento está relacionado con diferentes actividades antropogénicas. En un ecosistema costero de Colombia (Ciénega Grande de Santa Marta) reforestado con mangle e impactado por la agricultura y descargas de pueblos aledaños, Espinoza *et al.* (2011) reportaron concentraciones biodisponibles de Cr entre 1.05 y 8.35 $\mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos superficiales; niveles que son mayores a los encontrados en este estudio.

Delshab *et al.* (2016) reportaron concentraciones biodisponibles de Cr entre 0.84 y 7.73 $\mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos superficiales de un ecosistema costero impactado por actividades petroleras en el Golfo Pérsico, valores que fueron menores a los reportados en otros estudios en ese golfo; este elemento está asociado a las refinerías del petróleo y las industrias petroquímicas (Páez-Osuna, 2014). En un estudio realizado en el estuario Huelva, España, por Rosado *et al.* (2016), se reportó un intervalo de concentración biodisponible de Cr de 0.60–4.40 $\mu\text{g g}^{-1}$; este es un ecosistema altamente contaminado por diversas actividades antropogénicas, aunque el Cr fue asociado a las industriales de hidrocarburos y a la electroquímica. En contraste, Pérez *et al.* (2006) reportaron concentraciones entre 0.01 y 0.15 $\mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos superficiales de un ecosistema costero (Laguna Bocaripo-Chacopata, Estado Sucre, Venezuela) no impactado por actividades antropogénicas de gran escala. En cuanto a las concentraciones biodisponibles de Cu en los sedimentos superficiales, se observaron variaciones espaciales y temporales (intervalo entre 1.50 y 5.17 $\mu\text{g g}^{-1}$), con una tendencia de niveles menores en el primer muestreo (marzo de 2018) (Figura 4). La concentración significativamente menor ($p < 0.05$) se determinó en el sitio 11 durante el muestreo de marzo de 2018; mientras que la concentración significativamente mayor ($p < 0.05$) se encontró en el sitio 1 durante el muestreo de marzo de 2019. Se demostró que la mayor parte de la fracción biodisponible de Cu se encontró en la fracción oxidable (ligado a materia orgánica) (Figura 4).

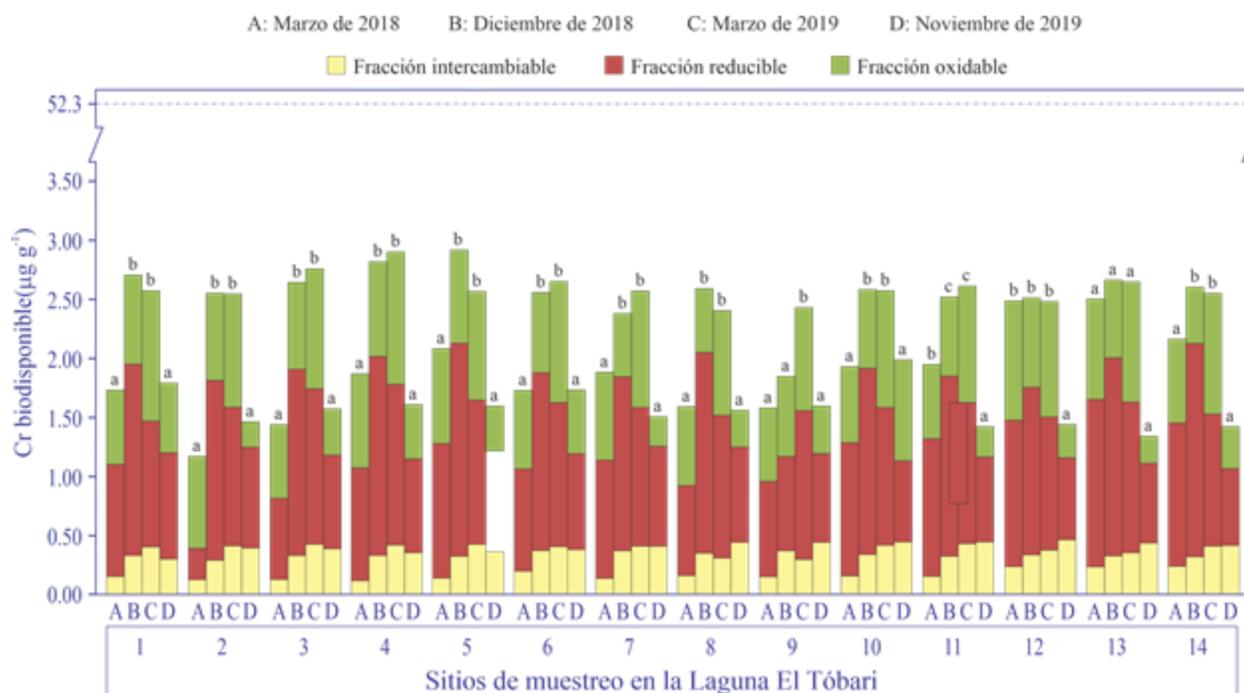


Figura 3. Concentraciones biodisponibles de Cr en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. La línea punteada indica el valor del Nivel de Efecto Tolerable (TEL por sus siglas en inglés; Birch, 2018).

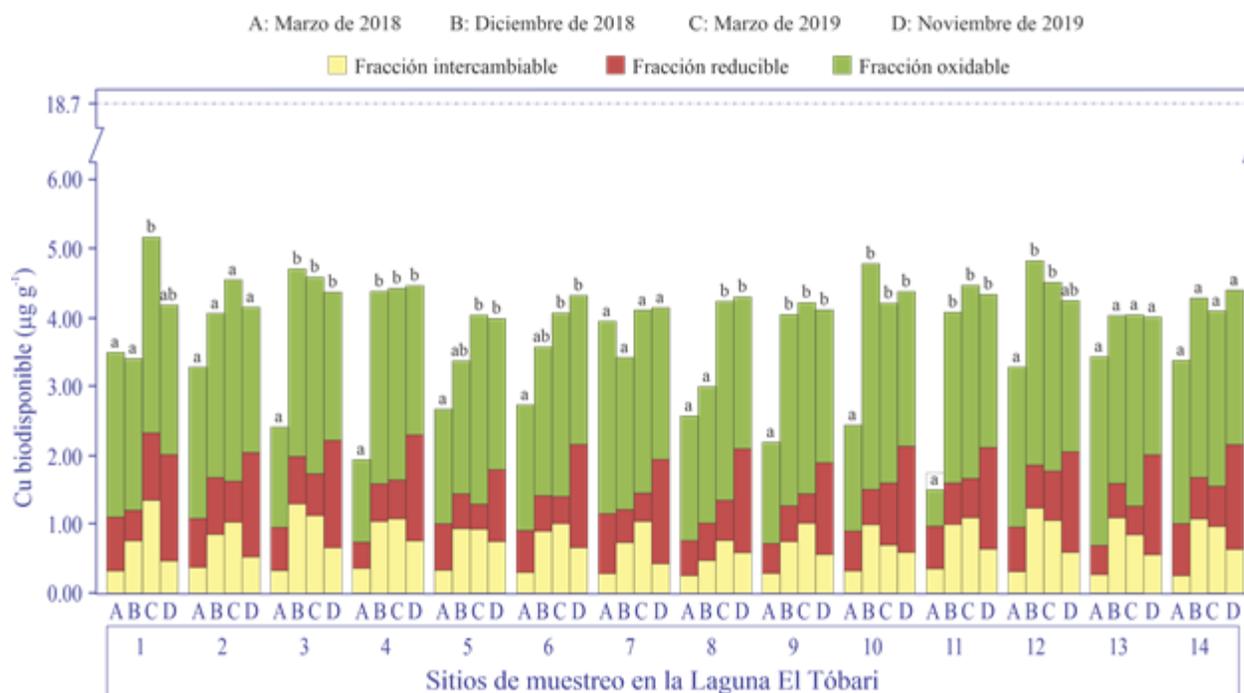


Figura 4. Concentraciones biodisponibles de Cu en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. La línea punteada indica el valor del Nivel de Efecto Tolerable (TEL por sus siglas en inglés; Birch, 2018).

Jara Marini *et al.* (2013) estudiaron la distribución y acumulación de algunos metales en sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari, y reportaron intervalos de concentraciones biodisponibles de Cu entre 5.71 y 55 $\mu\text{g g}^{-1}$ en la zona de descargas de granja camaronícola; y entre 4.24 y 7.15 $\mu\text{g g}^{-1}$ en las zonas de descargas agrícolas. La disminución en las concentraciones biodisponibles de Cu encontradas en este estudio puede estar asociadas al dragado que se realizó entre el 2013 y 2015, ya que el sedimento fue depositado en dos áreas extremas cercanas a las orillas de la laguna. Aunque los dragados suelen producir la resuspensión de metales y, por lo tanto, su incremento, si el material es depositado en áreas de retención y el proceso se realiza a una profundidad grande, puede ocurrir la disminución en las concentraciones debido a se expone sedimento de estratos más profundos (generalmente con menor contenido de estos elementos) (Páez-Osuna, 2014).

Por otro lado, Green-Ruiz y Páez- Osuna (2004) reportaron un intervalo de concentración de Cu entre 0.20 y 0.80 $\mu\text{g g}^{-1}$ en la Laguna de Altata-Ensenada del Pabellón, Golfo de California, que está principalmente impactada por actividades agrícolas del Valle de Culiacán. Estas diferencias en las concentraciones de Cu respecto a este estudio, puede deberse a que los autores utilizaron un método de extracción diferente y solo reportaron la concentración lábil, que se obtiene usando acetato de sodio 1M (pH=5.5, ajustado con ácido acético). Sin embargo, en otro estudio en un ecosistema del Océano Pacífico impactado por actividades mineras y turísticas, se reportó un intervalo de 0.50-2.80 $\mu\text{g g}^{-1}$ en la fracción lábil (obtenida con ácido acético 0.11 M), lo que fue asociado a las descargas de una mina de hierro (Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2007).

En un estudio realizado en sedimentos superficiales de un ecosistema costero impactado por actividades petroleras en el Golfo Pérsico (Delshab *et al.*, 2016), se reportó un intervalo de concentración de Cu entre 1.10 y 177.1 $\mu\text{g g}^{-1}$, valores significativamente mayores a los encontrados en este estudio. En contraste, en un estudio realizado en el estuario Huelva, España (Rosado *et al.*, 2016), un ecosistema altamente contaminado por actividades industriales diversas, efluentes municipales y la minería; se reportaron altas concentraciones biodisponibles de Cu (intervalo de 7–620 $\mu\text{g g}^{-1}$), valores que representaron un riesgo para la salud del ecosistema. Similarmente, en un estudio realizado en la Bahía Inner, Turquía, se reportó un intervalo de concentraciones biodisponibles de Cu de 5.00–310 $\mu\text{g g}^{-1}$, asociados a descargas de varias industrias (principalmente textil, de productos químicos y metalúrgica) y que también representaron un riesgo para la salud del ecosistema (Güven y Akinci, 2013).

En la Figura 5 se presentan las concentraciones biodisponibles de Fe en los diferentes sitios de la Laguna El Tóbari, durante los 4 muestreos, con una ligera tendencia a ser mayores durante el tercer muestreo (marzo de 2019). La concentración significativamente mayor ($p < 0.05$) se obtuvo en el sitio 1 ($2175.6 \mu\text{g g}^{-1}$) durante el muestreo de marzo de 2019, mientras que la concentración significativamente menor ($p < 0.05$) se obtuvo en el sitio 6 ($802.9 \mu\text{g g}^{-1}$) durante el muestreo de marzo de 2018. Las fracciones biodisponibles que se encontraron en mayor proporción para Fe fueron las fracciones reducible (ligado a óxidos de Fe y Mn) y oxidable (ligado a materia orgánica) (Figura 5).

Los niveles de Fe biodisponible en la Laguna de Altata-Ensenada del Pabellón, Golfo de California, que está principalmente impactada por actividades agrícolas del Valle de Culiacán, fueron menores a los encontrados en este estudio (intervalo de $265\text{--}970 \mu\text{g g}^{-1}$) (Green-Ruiz y Páez-Osuna, 2004). En otro estudio, de una laguna costera impactada por actividades mineras de Fe y turísticas (Barra de Navidad, Océano Pacífico), Marmolejo-Rodríguez *et al.* (2007) reportaron un intervalo de Fe biodisponible (fracción lábil obtenida con ácido acético 0.11 M) de 200 a $1300 \mu\text{g g}^{-1}$. Considerando que solo reportaron la fracción lábil, es de esperar que las concentraciones biodisponibles son significativamente mayores, ya que no fueron consideradas las fracciones reducible y oxidable; y considerando que la actividad minera del Fe es la actividad que mayor impacto ha tenido en este ecosistema.

En un estudio realizado en el estuario Huelva (España), Rosado *et al.* (2016) reportaron concentraciones biodisponibles de Fe similares (intervalo de $140\text{--}1900 \mu\text{g g}^{-1}$) a las encontradas en este estudio; este es un ecosistema altamente contaminado por actividades industriales diversas, efluentes municipales y la minería. Se sabe que el Fe es un elemento muy abundante y ampliamente distribuido en los diferentes tipos de suelos y sedimentos, por lo que su origen suele ser natural y asociado al intemperismo (Horowitz, 1991). Es por ello que existen muy pocos estudios donde se reportan las concentraciones biodisponibles de Fe, además de que es considerado uno de los metales con menor toxicidad, ya que sus efectos ocurren bajo exposiciones agudas (altas concentraciones) y por períodos prolongados (Ponka *et al.*, 2007).

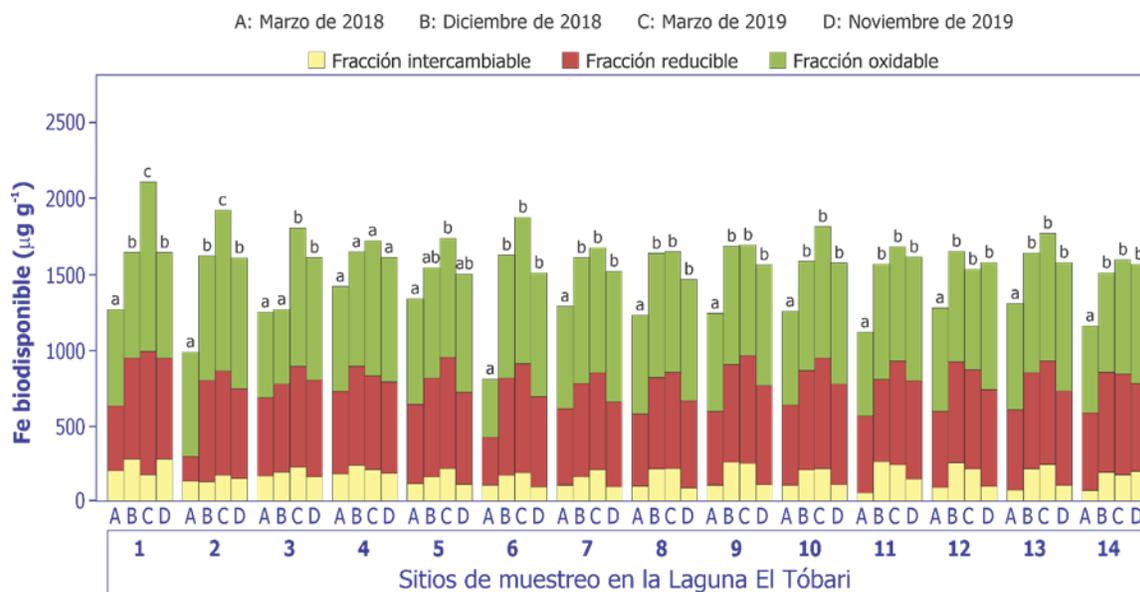


Figura 5. Concentraciones biodisponibles de Fe en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. No existen criterios de calidad para los niveles de Fe en lo sedimentos marinos (Birch, 2018).

Respecto a las concentraciones biodisponibles de Mn en los sedimentos superficiales, se observaron variaciones espaciales y temporales sin presentar una tendencia clara y específica (Figura 6). Las concentraciones significativamente menores ($p < 0.05$) se observaron en el sitio 1 ($147.60 \mu\text{g g}^{-1}$), sitio 3 ($144.31 \mu\text{g g}^{-1}$) y sitio 14 ($149.23 \mu\text{g g}^{-1}$) en el muestreo realizado en marzo de 2018; mientras que la concentración significativamente mayor ($p < 0.05$) se observó en el sitio 13 ($414.80 \mu\text{g g}^{-1}$) en noviembre de 2019, con los mayores niveles de Mn en la fracción intercambiable (soluble en agua y ácido).

Por otro lado, en un estudio realizado en Altata-Ensenada del Pabellón, Golfo de California, se determinaron las concentraciones biodisponibles de Mn (intervalo de $100\text{--}500 \mu\text{g g}^{-1}$), similares a las encontradas en este estudio estos dos ecosistemas tienen en común que se ven impactados en gran medida por las actividades agrícolas (Green-Ruiz y Páez-Osuna 2004). En otro estudio, Pérez *et al.* (2006) determinaron las concentraciones biodisponibles de metales traza en sedimentos superficiales en el ecosistema lagunar costero Bacaripo-Chacopata, Estado Sucre, Venezuela; reportaron las concentraciones biodisponibles de Mn de $3.85\text{--}5.72 \mu\text{g g}^{-1}$, que son menores respecto a las concentraciones determinadas en este estudio. La Laguna Bacaripo-Chacopata no

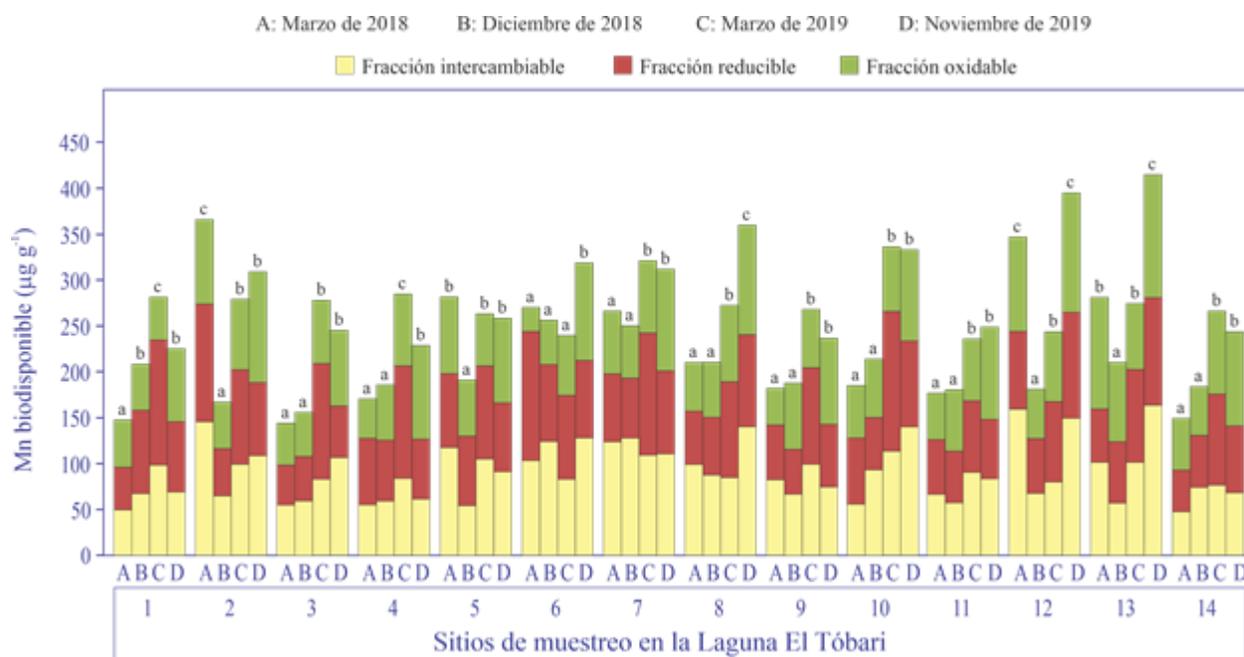


Figura 6. Concentraciones biodisponibles de Mn en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. No existen criterios de calidad para los niveles de Mn en los sedimentos marinos (Birch, 2018).

recibe aportaciones importantes provenientes de actividades antropogénicas que incrementen el contenido de este metal. En otro estudio sobre los metales biodisponibles usando el método del BCR en sedimentos superficiales del Estuario de Huelva, España, se reportó un intervalo de concentración de Mn de 22–178 $\mu\text{g g}^{-1}$; a pesar de que este ecosistema está considerado como altamente contaminado por descargas industriales y de efluentes municipales (Rosado *et al.*, 2016). En la Figura 7 se presentan las concentraciones biodisponibles de Ni en los sitios de la Laguna El Tóbari, durante los 4 muestreos, con una ligera tendencia a ser menores durante el primer muestreo (marzo de 2018). La concentración significativamente mayor ($p < 0.05$) se estableció en el sitio 7 (1.51 $\mu\text{g g}^{-1}$) en noviembre del 2019; por otra parte, las concentraciones significativamente menores ($p < 0.05$) se observaron en los sitios 12 (0.74 $\mu\text{g g}^{-1}$), 13 (0.78 $\mu\text{g g}^{-1}$) y 2 (0.79 $\mu\text{g g}^{-1}$) en marzo de 2018. Los resultados de este estudio determinaron que la mayor parte de la fracción biodisponible de Ni se encuentra en las fracciones reducible (óxidos de Fe y Mn) y oxidable (materia orgánica).

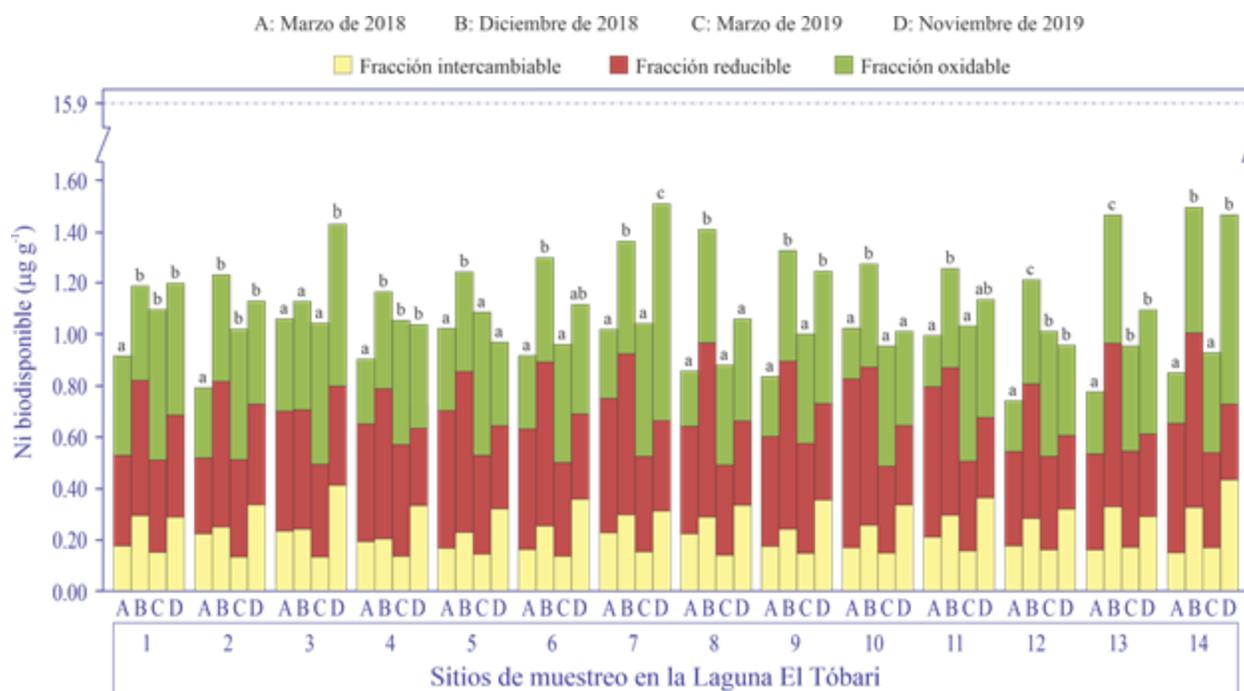


Figura 7. Concentraciones biodisponibles de Ni en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. La línea punteada indica el valor del Nivel de Efecto Tolerable (TEL por sus siglas en inglés; Birch, 2018).

En un estudio llevado a cabo en la Laguna de Altata-Ensenada del Pabellón localizada en el Golfo de California, se reportó un intervalo de concentración biodisponible (fracción lábil) de Ni de 1.0-4.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Green-Ruiz y Páez-Osuna 2004); que son superiores a los niveles reportados en este estudio, a pesar de que las concentraciones de metales biodisponibles en la Laguna Altata-Ensenada del Pabellón son asociadas con las descargas de aguas residuales agrícolas, similarmente a lo que sucede en El Tóbari. En este mismo sentido, Guzmán Amaya *et al.* (2005) reportaron las concentraciones biodisponibles de Ni en tres sistemas lagunares en el estado de Veracruz; Laguna Alvarado (2.48 $\mu\text{g g}^{-1}$), Laguna Mandinga (1.68 $\mu\text{g g}^{-1}$) y Laguna Tamiahua (2.25 $\mu\text{g g}^{-1}$). En estos ecosistemas se desarrollan diversas actividades antropogénicas, entre ellas las pesqueras, turísticas, industriales y petroleras, que han causado problemas de contaminación con varios metales.

Por otro lado, en un estudio realizado en el sistema costero lagunar Bacaripo-Chacopata, Estado Sucre, Venezuela, Pérez *et al.* (2006) reportaron concentraciones biodisponibles de Ni (0.04 $\mu\text{g g}^{-1}$) que son menores a las encontradas en este estudio; esto puede atribuirse a que la Laguna Bacaripo-Chacopata no recibe aportaciones significativas provenientes de actividades

antropogénicas. Rosado *et al.* (2016) también reportaron concentraciones biodisponibles de Ni mayores a las encontradas en este estudio (intervalo de 0.80–4.10 $\mu\text{g g}^{-1}$), en sedimentos superficiales del Estuario de Huelva, España, usando en método del BCR; los autores reportaron que estos niveles se deben a que el ecosistema está altamente contaminado por descargas industriales y de efluentes municipales.

En la Figura 8 se presentan las concentraciones biodisponibles de Zn, observándose variaciones espaciales y temporales, con una tendencia general ascendente en la mayoría de los sitios. Las concentraciones menores se determinaron durante el primer muestreo (marzo de 2018) y las mayores durante el cuarto muestreo (noviembre de 2019). La concentración significativamente menor ($p < 0.05$) de Zn se encontró en el sitio 12 (13.54 $\mu\text{g g}^{-1}$) durante marzo de 2018 y la concentración significativamente mayor ($p < 0.05$) se determinó en el sitio 6 (45.83 $\mu\text{g g}^{-1}$) durante noviembre de 2019. Entre las fracciones biodisponibles, los mayores niveles de Zn se encontraron en las fracciones reducible (ligada a óxidos de Fe y Mn) y oxidable (ligada a la materia orgánica). En un estudio realizado por Jara Marini *et al.* (2013) en la Laguna El Tóbari, se determinaron concentraciones biodisponibles de Zn en la zona acuícola que oscilaron entre 8.54–30.24 $\mu\text{g g}^{-1}$ y en zonas asociadas con la agricultura de entre 3.79 y 36.14 $\mu\text{g g}^{-1}$; que son, en general, menores a las encontradas en este estudio.

Por otra parte, un estudio realizado por Guzmán-Amaya *et al.* (2005) en los sistemas lagunares de Alvarado, Mandinga y Tamiahua, ubicados en el estado de Veracruz, reportaron las concentraciones biodisponibles de Zn menores a las encontradas en este estudio (10.11 $\mu\text{g g}^{-1}$, 9.33 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 8.17 $\mu\text{g g}^{-1}$; respectivamente), que pudiera deberse a las diferencias en las actividades antropogénicas en los diferentes ecosistemas. En otro estudio, Pérez *et al.* (2006) reportaron concentraciones biodisponibles de Zn de 1.70–5.12 $\mu\text{g g}^{-1}$, en un ecosistema lagunar costero (Laguna Bocaripo-Chacopata, Estado Sucre, Venezuela), que son menores a las reportadas en este estudio. El Tóbari recibe una mayor influencia de descargas por actividades antropogénicas, mientras que Bocaripo-Chacopata solo recibe aporte de agua dulce de lluvia. En contraste Rosado *et al.* (2016) reportaron concentraciones biodisponibles de Zn significativamente mayores a las encontradas en este estudio (intervalo de 41–1000 $\mu\text{g g}^{-1}$), en sedimentos superficiales del Estuario de Huelva, España; los autores reportaron que estos niveles ponen en riesgo la salud del ecosistema y las relacionaron a la gran contaminación por descargas industriales y de efluentes municipales.

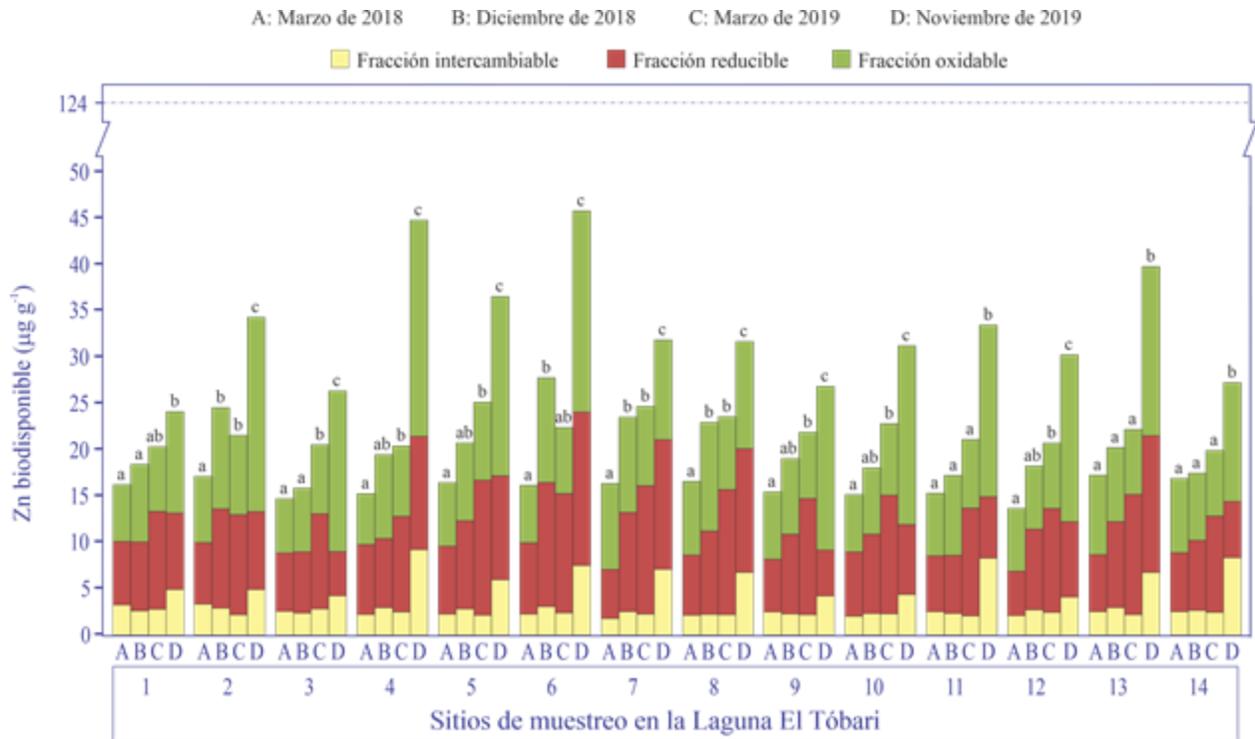


Figura 8. Concentraciones biodisponibles de Zn en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. La línea punteada indica el valor del Nivel de Efecto Tolerable (TEL por sus siglas en inglés; Birch, 2018).

En el Cuadro 8 se muestran los resultados de las correlaciones de Spearman de las concentraciones biodisponibles (sumatoria de las fracciones obtenidas con la metodología del BCR; F1–fracción intercambiable + F2–fracción reducible + F3–fracción oxidable). Se observa que existen correlaciones significativamente ($p < 0.05$) positivas entre la mayoría de los metales (exceptuando Cr:Ni) y una correlación significativa ($p < 0.05$) negativa entre Cr:Zn. Aunque todos los metales mostraron correlaciones positivas con las arcillas, solo Zn y Ni mostraron correlaciones significativas ($p < 0.05$) con este componente fino de los sedimentos superficiales. Así mismo, en el Cuadro 9 y la Figura 9 se presentan los resultados de la prueba multivariada de Análisis de Factores (AF) de las concentraciones biodisponibles de los metales transformados ($\log_{10} [\text{metal biodisponible}] + 1$), dado que las pruebas de normalidad realizadas para estas concentraciones biodisponibles fueron no normales. Los factores 1 y 2 explican el 63.1 % de las variaciones. Las correlaciones obtenidas por la prueba de correlaciones de Spearman coinciden con las encontradas con el AF.

Cuadro 8. Correlaciones de Spearman de las concentraciones biodisponibles de metales en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari¹.

Variable	Cu	Fe	Mn	Zn	Ni	Cr	Arenas	Limos
Fe	0.545							
Mn	0.232	0.220						
Zn	0.441	0.476	0.490					
Ni	0.318	0.354	-0.212	0.338				
Cr	0.256	0.473	-0.154	-0.211	0.144			
Arenas	0.132	0.025	-0.152	-0.219	-0.106	0.088		
Limos	-0.166	-0.065	0.145	0.122	-0.026	-0.095	-0.905	
Arcillas	0.065	0.157	0.148	0.305	0.249	0.016	-0.799	0.539

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

Cuadro 9. Factor de Análisis de las concentraciones biodisponibles de metales transformados en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Cu	-0.115	0.125	-0.160
Fe	-0.045	0.259	-0.221
Mn	0.070	-0.095	0.143
Zn	0.024	-0.230	-0.165
Ni	0.068	0.024	-0.953
Cr	-0.008	0.957	-0.024
Arenas	-0.905	0.015	0.076
Limo	0.368	-0.012	0.030
Arcilla	0.320	0.102	-0.151
% Varianza	41.2	21.9	11.8

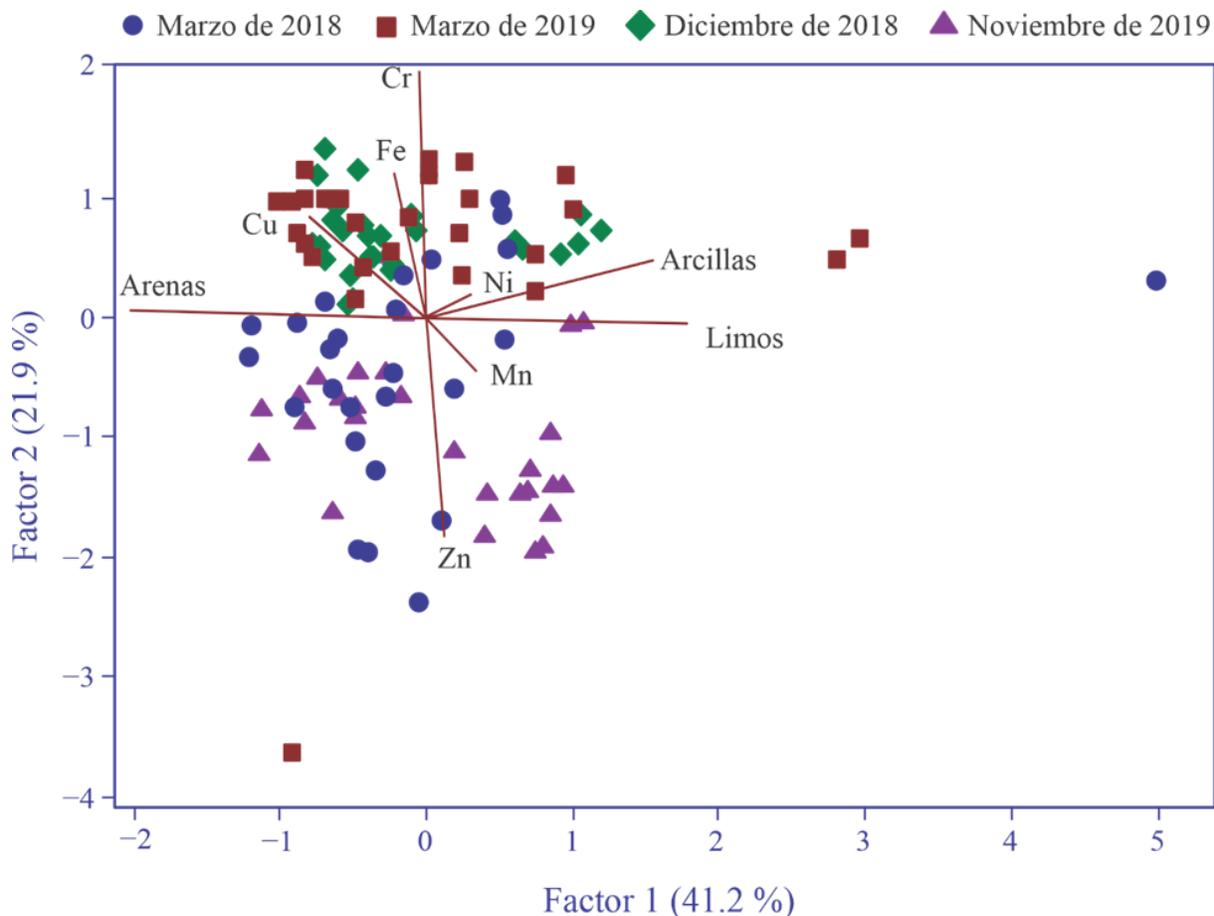


Figura 9. Resultados del Factor de Análisis de las concentraciones biodisponibles de metales transformados en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari.

Como se discutió previamente, las correlaciones positivas y agrupaciones entre los metales y de estos con los componentes finos en los sedimentos son indicativos de orígenes y/o fuentes similares (ya sean naturales y/o antropogénicas), y a procesos de movilización comunes como por ejemplo relacionados con la especiación química de estos elementos (Tessier *et al.*, 1979; Ganugapenta *et al.*, 2018; Ruiz-Fernández *et al.*, 2019). En un estudio sobre movilidad de metales en una zona de Santa Rosalía, Golfo de México, afectada por los jales no confinados de la minería, se reportó que Cu, Fe, Mn, Ni y Zn correlacionaron en las fracciones biodisponibles de los sedimentos superficiales. Shumilin *et al.*, (2011) indicaron que entre los vías similares o comunes de la movilización de los metales están los procesos de ad/absorción, ligados a óxidos de Fe y Mn, y/o la materia orgánica.

En otro estudio en la Bahía Xiamen, es un ecosistema altamente impactado por descarga de drenajes urbanos e industrias diversas (Yan *et al.*, 2010), las concentraciones biodisponibles de Cu,

Zn, Cr y Fe en sedimentos superficiales de ese ecosistema correlacionaron entre sí y con la materia orgánica, lo que fue indicativo de que estos elementos provienen de fuentes similares y de que son movilizados por los diversos componentes de la materia orgánica. En un estudio sobre la movilidad de los metales en sedimentos de una región altamente impactada por diferentes actividades antropogénicas, Schneider *et al.*, (2014) reportaron correlaciones positivas entre Cu, Zn, Ni, Cr en las fracciones biodisponibles de sedimentos superficiales en relación con procesos de movilización en especies químicas similares, pero también asociados a las mismas fuentes (descargas municipales, de la agricultura e industrias diversas). Similarmente, en un estudio hecho en el Golfo de Cagliari, Italia, altamente impactado por actividades industriales, Schintu *et al.*, (2016) reportaron correlaciones de Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn con los limos, las arcillas y la materia orgánica. Los autores consideraron que esos elementos son movilizados al ligarse a los componentes más finos del sedimento y a diferentes componentes de la materia orgánica.

Las fuentes comunes de metales en la Laguna El Tóbari son la agricultura extensiva e intensiva, así como la acuicultura del camarón, como ha sido previamente documentado (García-Hernández, 2004; Jara-Marini *et al.*, 2013; Vargas-González *et al.*, 2017; García Hernández *et al.*, 2018; Martínez-Durazo *et al.*, 2019). Aunque no se hicieron correlaciones de metales para cada fracción biodisponible cuantificada en este estudio, es claro que los metales están siendo movilizados en especies químicas similares y que esos procesos de movilización varían temporalmente dependiendo de los cambios fisicoquímicos, y que la distribución de metales en tales fracciones cambia en las épocas del año.

6.3. Factores de Enriquecimiento de Metales en Sedimentos Superficiales

El factor de enriquecimiento (FE) es una cuantificación de concentraciones anómalas de metales ya que su estimación se basa en valores de fondo de un elemento normalizador, que se selecciona por sus altos niveles en el área de estudio. Con este factor se puede llegar a inferir el origen de los metales en el sedimento, este puede ser natural o antropogénico (León García, 2018). El elemento normalizador permite reducir la influencia de factores fisicoquímicos como el tamaño de partícula, la cantidad de materia orgánica y la composición mineral de la muestra (Li *et al.*, 2020). Este índice

puede calcularse utilizando diversos metales como conservadores, entre ellos Al, Fe, Li o Rb, que controlan la alteración dada por la sedimentación heterogénea (Vargas-González *et al.*, 2017); en este estudio se empleó Fe como elemento conservador. Los valores del FE indican el grado de contaminación en el sedimento (Sutherland, 2000), donde $FE < 1$ indican no enriquecimiento, $1 \leq FE < 5$ indica un enriquecimiento moderado, $5 \leq FE < 10$ enriquecimiento moderadamente severo, $10 \leq FE < 25$ indica enriquecimiento grave, $25 \leq FE < 50$ enriquecimiento y $FE \geq 50$ enriquecimiento extremadamente grave.

En la Figura 10 se muestran los factores de enriquecimiento de Cr en los sedimentos superficiales, donde se observan variaciones entre sitios y entre muestreos, sin tener una tendencia marcada. El nivel significativamente menor ($p < 0.05$) se determinó en el sitio 4 ($FE = 1.55$) en marzo de 2018, lo que indica un enriquecimiento mínimo, mientras que el nivel significativamente mayor ($p < 0.05$) se encontró en el sitio 9 ($FE = 3.96$) en noviembre de 2019, lo que corresponde con un enriquecimiento moderado de Cr en los sedimentos.

Se han llevado a cabo diversos estudios a través del mundo donde se utiliza el factor de enriquecimiento para determinar el grado de contaminación en los sedimentos. Mna *et al.* (2017) reportaron el FE en núcleos de sedimento en la Laguna de Bizerta en Túnez, que se está afectada por actividades antropogénicas incluyendo las descargas urbanas e industriales (fábricas de cemento, metalurgia, tintorerías, fábricas de llantas, entre otros), además de descargas agrícolas, de la acuicultura y de industrias pesqueras. El nivel de enriquecimiento de Cr mostró un enriquecimiento moderado en los dos núcleos analizados, por lo que se puede atribuir al desarrollo de estas actividades en la laguna. En otro estudio, se reportó la acumulación de Cr en sedimentos costeros del Canal Inglés entre Inglaterra y Francia, se reportaron $0.40 < FE < 1.70$, lo que fue indicativo de un enriquecimiento moderado; sin embargo, de acuerdo al Índice de Efecto Adverso los sitios con los más altos FE fueron de riesgo para la biota (Baraud *et al.*, 2017). En otro estudio en una laguna costera de Taiwán, impactada por descargas industriales, navales y urbanas, se reportó un intervalo de FE para Cr de 0.66-4.81, un enriquecimiento moderado por las descargas industriales (Dong *et al.*, 2013).

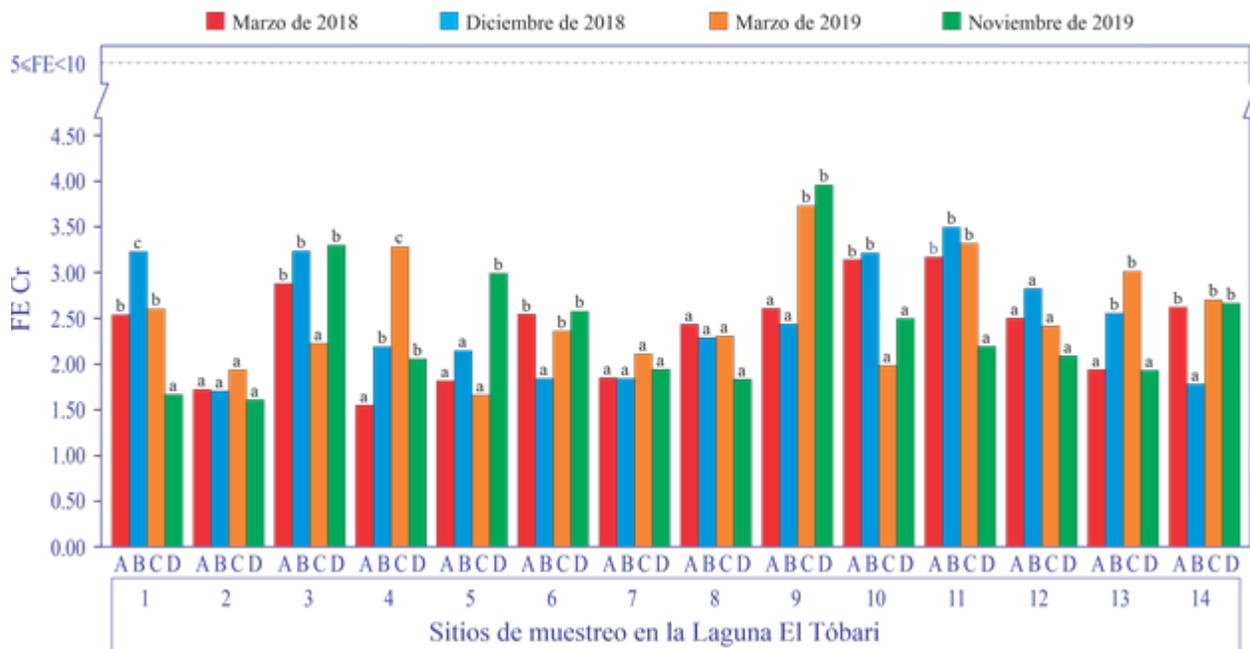


Figura 10. Factores de enriquecimiento de Cr en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. La línea punteada indica el enriquecimiento moderadamente severo ($5 \leq FE < 10$; Sutherland, 2000).

Respecto a los factores de enriquecimiento de Cu en los sedimentos superficiales, se determinaron variaciones espaciales y temporales, sin tener una tendencia específica (Figura 11). El valor significativamente menor ($p < 0.05$) se observó en el sitio 14 (1.21) en diciembre de 2018, que corresponde a un enriquecimiento moderado, mientras que el valor significativamente mayor ($p < 0.05$) se encontró en el sitio 9 (3.15) en noviembre de 2019, lo que también indica un enriquecimiento moderado.

El incremento en este metal puede deberse a que el Cu se encuentra presente en diversos agroquímicos como ingrediente activo (fertilizantes y fungicidas, como por ejemplo el Cupravit) (Rehman *et al.*, 2019), derivado de la actividad agrícola del Valle del Yaqui (García Hernández *et al.*, 2018). Además, el Cu es un metal esencial en la nutrición de los organismos, entre ellos del camarón, por lo que se utiliza en granjas acuícolas para enriquecer sus dietas (Ikem y Egilla 2008), lo que puede estar afectando desde la parte norte de la Laguna El Tóbari (Jara-Marini *et al.*, 2013). Previamente, en un estudio en sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari colectados antes del dragado de 2013-2014, Jara-Marini *et al.* (2013) reportaron FE de Cu de 0.43-3.04, que son similares a los encontrados en este estudio. Posteriormente, en un estudio realizado por Vargas

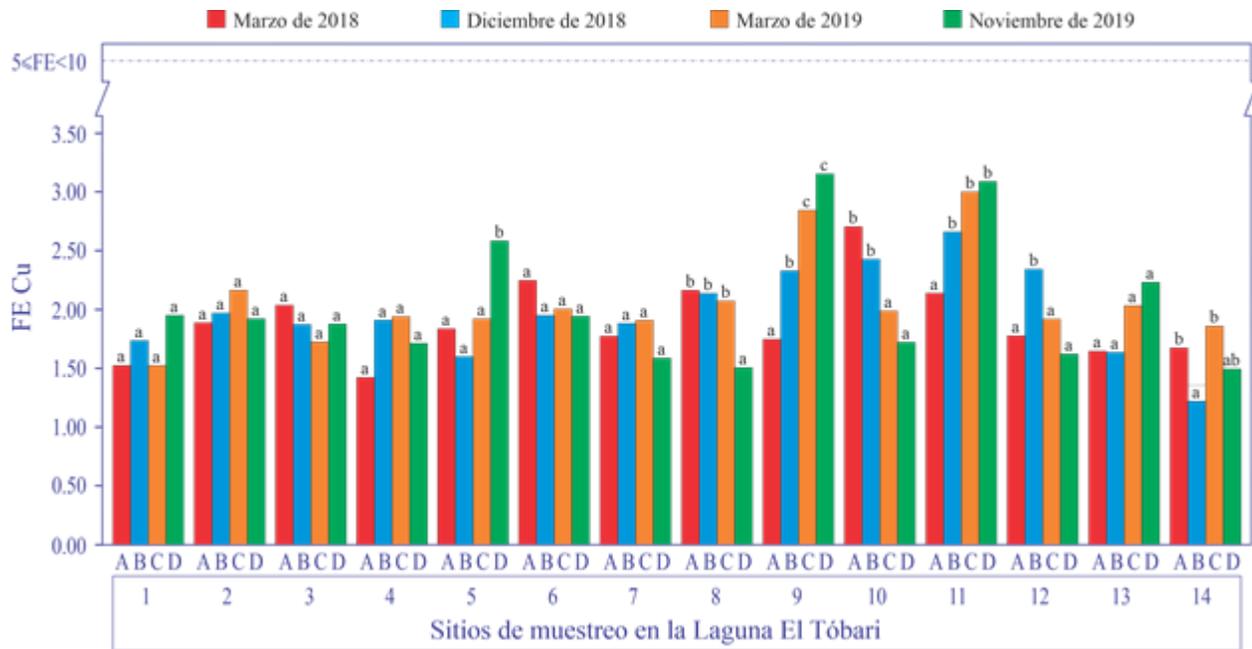


Figura 11. Factores de enriquecimiento de Cu en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. La línea punteada indica el enriquecimiento moderadamente severo ($5 \leq FE < 10$; Sutherland, 2000).

González *et al.* (2017) se determinaron los FE de Cu en sedimentos de El Tóbari y reportaron un intervalo de 0.12-1.04, lo que indica que el dragado provocó la disminución de los metales en el sedimento superficial. Así, dado que los FE reportados en este estudio en El Tóbari son ligeramente superiores a lo encontrado por estos autores, es indicativo de que el enriquecimiento se ha incrementado después del dragado en este ecosistema.

Otros estudios también reportan valores variables del FE de Cu en los ecosistemas. En un estudio efectuado en los sedimentos de la costa de Ain Temouchent, Argelia, que recibe contaminantes de diferentes descargas antropogénicas (residuos industriales y urbanos); se reportó un intervalo de FE de 1.08–2.17 para Cu, lo que señala un enriquecimiento moderado (Kouidri *et al.*, 2016). En otro estudio realizado en sedimentos superficiales del Estuario Tamaki (Auckland, Nueva Zelanda), impactado por descargas industriales y urbanas, se determinaron FE de Cu entre 0.5–14.7, por lo que algunos sitios mostraron un enriquecimiento grave asociadas a las descargas industriales (Abraham y Parker, 2008).

En cuanto a los factores de enriquecimiento de Mn, se determinaron variaciones espaciales y temporales, sin tener una tendencia específica, aunque se presentan incrementos notables en los

sitios 2, 3 y 4 en los diferentes muestreos (Figura 12). El valor significativamente menor ($p < 0.05$) se encontró en el sitio 3 (FE=0.25) en noviembre de 2019, que denota un enriquecimiento mínimo, mientras que el valor significativamente mayor ($p < 0.05$) se encontró en el sitio 4 (FE=3.07) en marzo de 2019, indicativo de un enriquecimiento moderado de Mn en los sedimentos superficiales. Vargas González *et al.* (2017) realizaron un estudio del que reportaron FE de Mn en dos lagunas costeras del Golfo de California, Bahía Lobos con un intervalo de 0.61–5.10 y Laguna El Tóbari con un intervalo 1.95–6.34; estos valores indican que ambas lagunas presentan un enriquecimiento de moderado a moderadamente severo. Los valores del FE de este estudio son menores a los reportados por estos autores, lo que puede ser explicado por los valores de fondo (o de referencia) que utilizaron estos autores ya que fueron los valores del Estero El Soldado, un ecosistema aparentemente prístino. Sin embargo, esto es discutible ya que algunos elementos mostraron niveles similares o mayores a los ecosistemas considerados como impactados por actividades humanas. En ambos estudios, la acumulación de Mn puede atribuirse tanto a la agricultura como a la acuicultura.

Las variaciones en los FE de Mn también son reportadas en otros ecosistemas alrededor del mundo. Mashiatullah *et al.* (2013) reportaron FE de Mn entre 0.5 y 3.9 en sedimentos superficiales de la costa de Karachi, Pakistán, un ecosistema impactado por descargas industriales y urbanas; los autores consideraron impactos bajos para el Mn por tales actividades. En un estudio realizado en sedimentos superficiales de dos estuarios en la India, reportaron FE de Mn entre 1.18 y 1.81, indicados como un enriquecimiento mínimo, a pesar de que son ecosistemas impactados por descargas agrícolas (Nethaji *et al.*, 2016). En ecosistemas costeros de Jamaica se han reportado FE de Mn bajos (intervalo de 0.03–0.60), lo que fue considerado como nulamente impactados por actividades humanas (niveles prístinos) (Williams y Antoine, 2020).

En la Figura 13 se muestran los factores de enriquecimiento de Ni, donde se observan variaciones entre sitios y entre muestreos, sin tener una tendencia específica. El nivel significativamente menor ($p < 0.05$) se determinó en el sitio 5 (FE=0.33) en marzo de 2019, que presenta un enriquecimiento mínimo, en cambio, el nivel significativamente mayor ($p < 0.05$) se encontró en el sitio 11 (FE=1.80) en noviembre de 2019, lo que señala un enriquecimiento de mínimo a moderado de este metal en los sedimentos de El Tóbari.

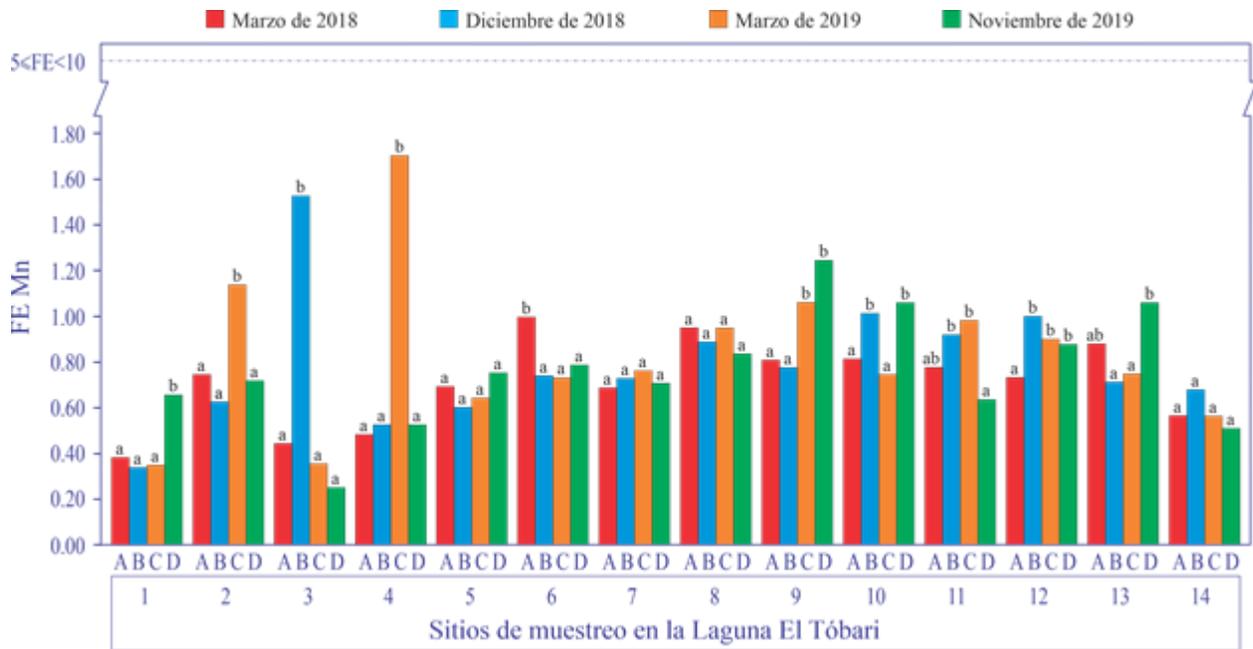


Figura 12. Factores de enriquecimiento de Mn en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. La línea punteada indica el enriquecimiento moderadamente severo ($5 \leq FE < 10$; Sutherland, 2000).

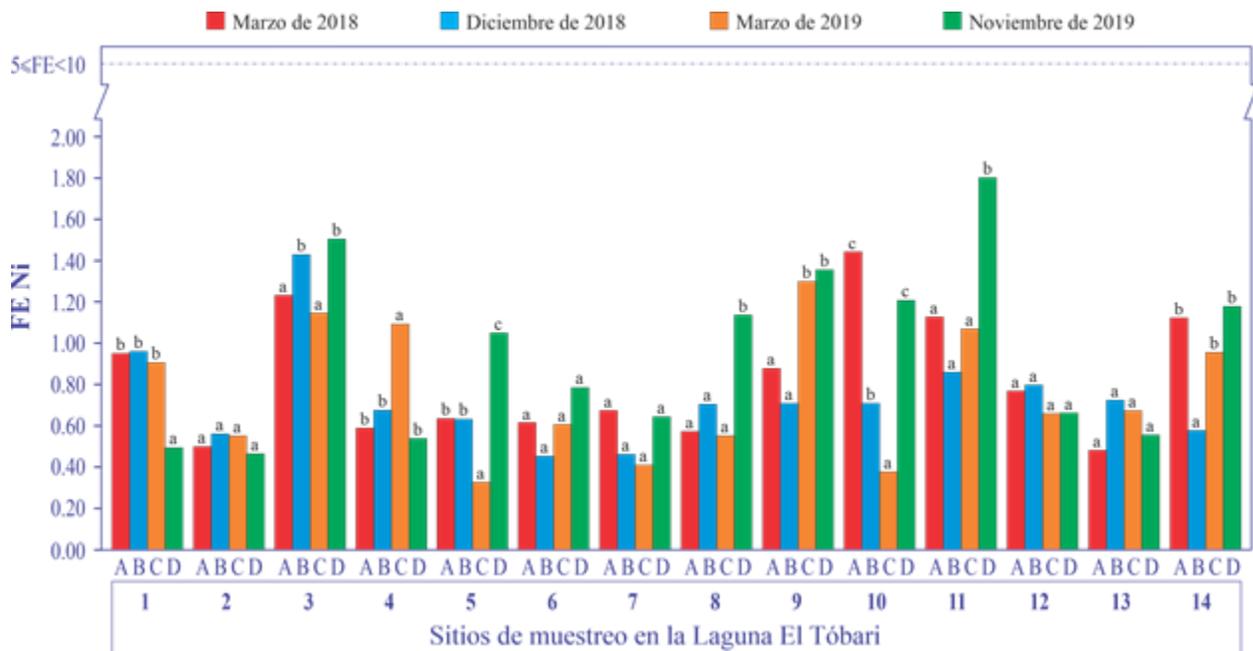


Figura 13. Factores de Enriquecimiento de Ni en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. La línea punteada indica el enriquecimiento moderadamente severo ($5 \leq FE < 10$; Sutherland, 2000).

En un estudio realizado en dos lagunas costeras del Golfo de California, Vargas González *et al.* (2017) reportaron intervalos del FE de Ni para Bahía Lobos (0.06–2.65) y El Tóbari (0.06–0.43), lo que indica que ambas lagunas se clasifican de mínimo a moderadamente enriquecidas, similar a la clasificación reportada en este estudio, a pesar de que estos autores reportaron FE de Mn mayores en El Tóbari.

En estudios realizados en otros ecosistemas del mundo, Mashiatullah *et al.* (2013) reportaron FE de Ni entre 0.2 y 3.0 en sedimentos superficiales de la costa de Karachi, Pakistán, un ecosistema impactado por descargas industriales y urbanas; estos ecosistemas fueron considerados como moderadamente enriquecidos, principalmente por las descargas de varios tipos de industrias. En ecosistemas costeros de Jamaica se reportaron FE de Ni entre 0.05 a 5.70, lo que fue considerado como moderadamente impactados por actividades humanas (Williams y Antoine, 2020). En cambio, Nethaji *et al.* (2016) reportaron FE de Ni para dos estuarios de la costa sureste de la India, que reciben efluentes de drenajes urbanos e industriales, con un intervalo de 2.13 a 8.37, lo que fue clasificado como con un enriquecimiento de moderado a moderadamente significativo.

En cuanto a los factores de enriquecimiento de Zn, se determinaron variaciones espaciales y temporales, sin mostrar una tendencia específica (Figura 14). El valor significativamente menor ($p < 0.05$) se observó en el sitio 11 (FE=0.77) en marzo de 2018, que indica un enriquecimiento mínimo. Mientras que los valores significativamente mayores ($p < 0.05$) se encontraron en el sitio 6 (FE=1.68) en diciembre de 2018 y en el sitio 13 (FE=1.67) en noviembre de 2019, valores que son indicativos de un enriquecimiento mínimo.

Previamente en El Tóbari, se reportó un intervalo del FE de Zn de 0.36–1.42, que son ligeramente menores a los encontrados en este estudio. Posteriormente, en un estudio realizado en Bahía Lobos y Laguna El Tóbari por Vargas González *et al.* (2017), se reportaron intervalos del factor de enriquecimiento de Zn de 0.53–1.66 y 0.58–0.71, respectivamente; las diferencias respecto a los FE reportados en este estudio para El Tóbari pueden estar relacionados con los valores de fondo que utilizaron por estos autores (Estero El Soldado), ya que tal ecosistema tuvo valores de Zn similares a El Tóbari en varios sitios.

Se han realizado diversos estudios en diversos ecosistemas costeros alrededor del mundo donde se reportaron FE de Zn en ecosistemas costeros marinos. Mashiatullah *et al.* (2013) reportaron FE de Zn entre 1.0 y 11.7 en sedimentos superficiales de la costa de Karachi, Pakistán, en el cual tres sitios fueron considerados con enriquecimientos graves con este elemento por descargas de varios

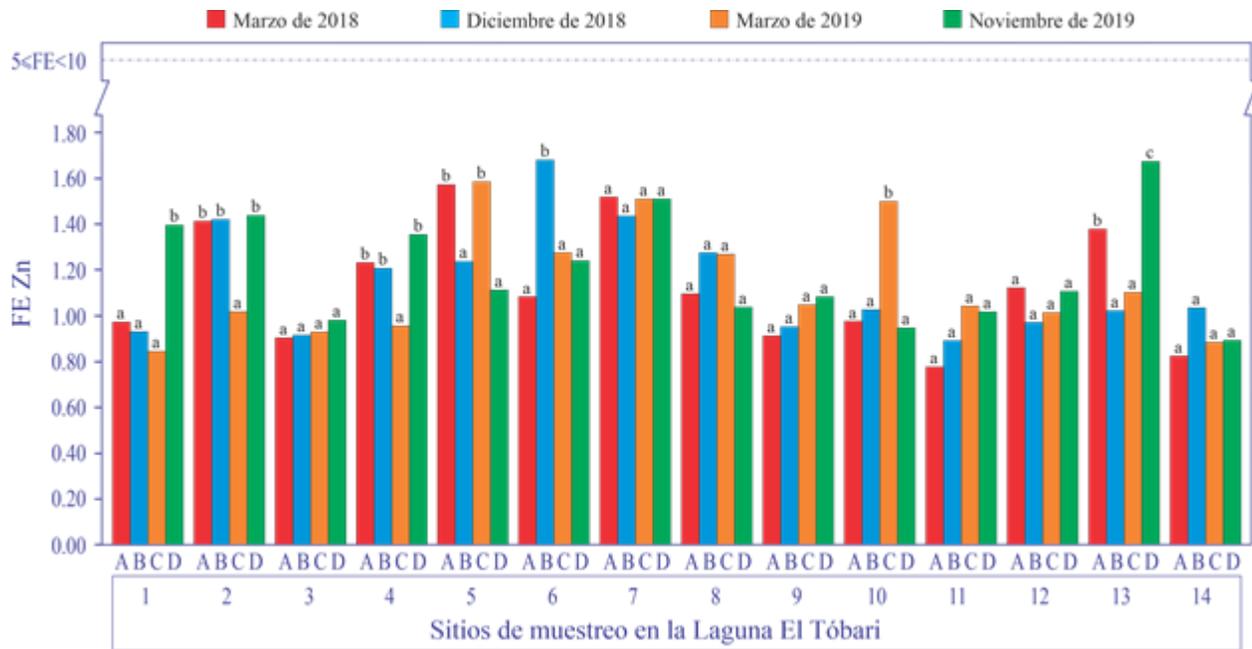


Figura 14. Factores de Enriquecimiento de Zn en los sitios de la Laguna El Tóbari, Sonora, durante los 4 muestreos. La línea punteada indica el enriquecimiento moderadamente severo ($5 \leq FE < 10$; Sutherland, 2000).

tipos de industrias. En otro estudio en la costa de Ain Temouchent, Argelia, que está impactada por actividades antropogénicas diversas, se reportó un intervalo de FE de 2.35–4.67 para Zn, clasificado como moderadamente enriquecidos por descargas industriales y urbanas (Kouidri *et al.*, 2016). En ecosistemas costeros de Jamaica se reportaron FE de Zn entre 2.20 a 5.90, lo que fue considerado como moderadamente impactados por actividades humanas, con los valores más altos en áreas impactadas por descargas agrícolas y urbanas (Williams y Antoine, 2020).

En general, y aunque algunos metales mostraron enriquecimientos moderados en la Laguna El Tóbari, los enriquecimientos con estos elementos en este ecosistema son mínimos. Esto a pesar de que las descargas de la agricultura son intensas en algunas épocas del año (principalmente por los cultivos del trigo y el maíz), y de que las descargas de la acuicultura del camarón también son significativas sobre todo al final del ciclo en septiembre-octubre. Los impactos de ambas actividades en este ecosistema han sido documentadas en estudios previos (Jara-Marini *et al.*, 2013; Vargas-González *et al.*, 2017; García Hernández *et al.*, 2018; Martínez-Durazo *et al.*, 2019).

7. CONCLUSIONES

- Las concentraciones totales de metales en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari presentaron un comportamiento general de Fe>Mn>Zn>Cr>Cu>Ni, donde la mayoría de las concentraciones significativamente mayores se determinaron en el muestreo de marzo de 2019 en los diferentes sitios.
- El análisis de factores mostró que los metales totales en la Laguna El Tóbari provienen de fuentes comunes, asociadas a la mineralogía de la zona y a los ingresos por arrastres pluviales y/o las descargas de la agricultura y la acuicultura del camarón.
- En general las concentraciones biodisponibles de metales en los sedimentos superficiales de la Laguna El Tóbari tuvieron un comportamiento de Fe>Zn>Mn>Cu>Cr>Ni, con variaciones espaciales y temporales, sin una tendencia definida entre las épocas de muestreo.
- El análisis de factores mostró que los metales biodisponibles en los sedimentos en la Laguna El Tóbari están asociadas a las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en la zona, principalmente a los ciclos de cultivo de la agricultura y la acuicultura del camarón. Además de que se movilizan a través de los componentes más finos de los sedimentos.
- Los factores de enriquecimiento de los metales en la Laguna El Tóbari demuestran un enriquecimiento mínimo a moderado en los sedimentos, lo que concuerda con otros estudios reportados en la zona del Golfo de California.
- Tanto las concentraciones totales como las biodisponibles de los metales estuvieron por debajo de los niveles de posibles efectos a salud de la biota, establecidos en criterios internacionales para sedimentos marinos.

8. RECOMENDACIONES

- Implementar un programa de monitoreo anual en la Laguna El Tóbari para conocer el comportamiento de los metales en diferentes fases de los ciclos de cultivo agrícolas y acuícolas.
- Evaluar el contenido de otros metales como plomo, arsénico, mercurio, cadmio y selenio, y estimar sus posibles fuentes.
- Recolectar información puntual de los agroquímicos utilizados en las actividades agrícolas del Valle del Yaqui como en los que se utilizan en la acuicultura, con el fin de conocer sus componentes e ingredientes activos y si éstos tienen un aporte en las concentraciones de metales en el ecosistema.
- Estimar la acumulación histórica de los contaminantes metálicos en la Laguna El Tóbari, que permita asociar eventos a lo largo del desarrollo de la agricultura y la acuicultura del camarón.

9. REFERENCIAS

- Abraham G.M.S. y Parker R.J. 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*. 136:227–238.
- Agilent. 2017. Absorption Spectrometry. Analytical Methods. Agilent Technologies. Mulgrave, Victoria, Australia. 124 p.
- Akindede E.O., Omisakina O.D., Oni O.A., Aliu O.O., Omoniyic G.E., y Akinpelu O.T. 2020. Heavy metal toxicity in the water column and benthic sediments of a degraded tropical stream. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 192:110153.
- Baraud F., Leleyter L., Lemoine M. y Hamdoun H. 2017. Cr in dredged marine sediments: Anthropogenic enrichment, bioavailability and potential adverse effects. *Marine Pollution Bulletin*. 120:303-308.
- Beltrán M. y Gómez A. 2015. Metales pesados (Cd, Cr y Hg): su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación. *Revista I3+*, 2(2):82–112.
- Birch G.F. 2018. A review of chemical-based sediment quality assessment methodologies for the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 133:218–232.
- Bloundi M. K., Duplay J. y Quaranta G. 2009. Heavy metal contamination of coastal lagoon sediments by anthropogenic activities: the case of Nador (East Morocco). *Environ Geol*. 56:833-843.
- Calmus T., Búrquez A. y Martínez-Yrizar A. 2017. El Golfo de California: un océano joven, región megadiversa, vínculo entre tectónica y ecología. *Ciencia UANL*. 85:59-64.
- Chávez O-F.M. y Huerta D.M.A. 2015. Distribución vertical de metales traza totales y evaluación de factores de enriquecimiento en un tapete microbiano de la salina de guerrero negro, baja california sur. *Jóvenes en la Ciencia*. 1(3):5-9.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, CONABIO. 2008. Prioridades de conservación de la biodiversidad marina de México. *Biodiversitas* 79:1–15.
- Del Aguila J. P., de la Fuente J.L. y Vaca P. R. 2005. Determinación de factores de enriquecimiento y geoacumulación de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, y Zn en suelos de la cuenca alta del río Lerma. *Ciencia Ergo Sum*. 12(3):155-161.
- Delshab H., Farshchi P. y Keshavarzi B. 2016. Geochemical distribution, fractionation and contamination assessment of heavy metals in marine sediments of the Asaluyeh port, Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*. 115(1–2):401-411.
- Díaz Martín, Y. 2017. Estudio del contenido de metales pesados tóxicos, macroconstituyentes, microconstituyentes y elementos traza en la sardina (*Sardina pilchardus*) y el chicharro (*Trachurus picturatus*). Universidad de La Laguna. Tenerife, España.
- Ding X., Ye S., Laws EA., Mozdzer T.J., Yuan H., Zhao G., Yang S, He L. y Wang J. 2019. The concentration distribution and pollution assessment of heavy metals in surface sediments of

- the Bohai Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*. 149:1-6.
- Dong C.-D., Chen C.-W. y Chen C.-F. 2013. Distribution and contamination status of chromium in surface sediments of northern Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Journal of Environmental Sciences*. 25(7):1450–1457.
- Ergin M., Kazan B. y Ediger V. 1996. Source and depositional controls on heavy metal distribution in marine sediments of the Gulf of Iskenderun, Eastern Mediterranean. *Mar. Geol.* 133:223–239.
- Ertani, A., Mietto, A., Borin, M. y Nardi, S. 2017. Chromium in agricultural soils and crops: a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(5):190.
- Escobar J. 2002. La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. Naciones Unidas. Santiago de Chile. 68 pág.
- Espinoza L.F., Parra J.P y Villamil C. 2011. Determinación de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial de la Ciénega Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigación Marina y Costera*. 40(1):7-23.
- Flores-Verdugo F., Moreno-Casasola P., Agraz-Hernández C.M., López-Rosas H., Benítez-Pardo D. y Travieso-Bello A.C. 2007. La topografía y el hidroperíodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 80:33-47.
- Folk R. 1974. Petrology of sedimentary rocks Austin, TX: Hemphill Publications.
- Ganugapenta, S., Nadimikeri, J., Chinnapolla, S. R. R. B., Ballari, L., Madiga, R., Nirmala, K. y Tella, L. P. 2018. Assessment of heavy metal pollution from the sediment of Tupilipalem Coast, southeast coast of India. *International Journal of Sediment Research*, 33(3):294-302.
- Gao, X. y Chen, C. T. A. 2012. Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay. *Water research*, 46(6):1901-1911.
- García-Hernández J. 2004. Diagnóstico del estado de salud de los ecosistemas del sur de Sonora. Diagnostico sur de Sonora-CIAD-WWF. Reporte técnico.
- 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 (Especial sobre Contaminación y Toxicología por Plaguicidas (CTP)):29-60.
- García-Rico L., Soto-Cruz M.S., Jara Marini M.E. y Gómez-Álvarez A. 2004. Fracciones geoquímicas de Cd, Cu y Bb en sedimentos costeros superficiales de zonas ostrícolas del estado de Sonora, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 20(4):159-167.
- García-Rico L., Valenzuela-Rodríguez M. y Jara-Marini M.E. 2006. Geochemistry of mercury in sediment of oyster areas in Sonora, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 52:447-468.
- García-Rico L., Wilson-Cruz S., Frasquillo-Félix M.C. y Jara Marini M.E. 2003. Total, metals in intertidal surface sediment of Oster culture areas in Sonora, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 70:1235-1241.

- Glantz, S.A. 2002. Alternatives to análisis of variante and the t-test based in ranks. En Primer of biostatistics. 5a. Edición, Capítulo 10. McGraw-Hill, USA.
- Gómez A., Piriz C., Rodríguez-Graña L., Rodríguez-Gallego L., Echevarría L., Caporale M, Nieto P., Tejera R. y Solari S. 2016. Introducción al Manejo Integrado de Zonas Costeras y Marinas. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) - Universidad de la Republica. Montevideo. 120 pág.
- Grant A. y Middleton R. 1990. An assessment of metal contamination sediments in the Humer estuary, UK. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 31:71-85.
- Green-Ruíz C. y Páez-Osuna F. 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellón coastal system (SE Gulf of California). *Environmental International*. 26:265-273.
- Green-Ruíz C. y Páez-Osuna F. 2004. Potential Bioavailability of Heavy Metals in Surface Sediments from the Altata-Ensenada del Pabellón Lagoon, SE Gulf of California. *Journal of Coastal Research*. 20(4):1126–1134.
- Green-Ruiz C., Ruelas-Inzunza J. y Páez-Osuna F. 2005. Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. *Environmental Geochemistry and Health*. 27:321-329.
- Guven D.E. y Akinci G. 2013. Effect of sediment size on bioleaching of heavy metals from contaminated sediments of Izmir Inner Bay. *Journal of Environmental Sciences*. 25(9):1784–1794.
- Guzmán-Amaya, P., S. Villanueva F., y A.V. Botello, 2005. Metales en tres lagunas costeras del estado de Veracruz, p. 361-372. 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, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.
- Horowitz, A.J. 1991. A prime on sediment trace element chemistry. Lewis Publishers, USA. 72 p.
- Ikem, A. y Egilla, J. 2008. Trace element content of fish feed and bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) from aquaculture and wild source in Missouri. *Food chemistry*, 110(2):301-309.
- Iqbal J., Shah M. H. y Shaheen N. 2015. Distribution, source identification and risk assessment of selected metals in sediments from freshwater lake. *International Journal of Sediment Research*. 30(3):241-249.
- Jara-Marini M.E., Tapia-Alcaraz J.N., Dumer-Gutiérrez J.A., García-Rico L., García-Hernández J. y Páez-Osuna F. (2013) Distribution and accumulation of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in the surface sediments of El Tóbari 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.
- Jara-Marini M.E., García-Camarena R., Gómez-Álvarez A. y García-Rico L. 2015. Fractionation and risk assessment of Fe and Mn in surface sediments from coastal sites of Sonora, Mexico (Gulf of California). *Environmental Monitoring and Assessment*. 187(7):468.

- Jara-Marini M.E., Tapia-Alcaraz J.N., Dumer-Gutiérrez J.A., García-Rico L., García-Hernández J. y F. Páez-Osuna. 2013. Distribution and accumulation of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in the surface sediments of El Tóbari Lagoon, Central-East Gulf of California: An ecosystem associated with agriculture and aquaculture activities. *Journal of Environmental Science and Health*. 48:1842-1851.
- Ji Z., Zhang Y., Zhang H, Huang C. y Pei Y. 2019. Fraction spatial distributions and ecological risk assessment of heavy metals in the sediments of Baiyangdian Lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 174:417-428.
- Kartal S., Aydın Z. y Tokaloğlu S. 2006. Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data. *Journal of Hazardous Materials*. 132(1):80-89.
- Kouidri, M., Benabdellah, I., Ghoubali, R., Bernoussi, A. y Lagha, A. 2016. Enrichment and geoaccumulation of heavy metals and risk assessment of sediments from coast of Ain Temouchent (Algeria). *Arabian Journal of Geosciences*, 9(5):354.
- Lankford, R.R. 1977 Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification. In *Estuarine processes* (Wiley, M., ed.). Academic Press, Inc., New York, 182-215.
- León-García G.J., Meza-Figueroa D.M., Valenzuela-García J.L., Encinas-Romero M.A., Villalba-Atondo A.I., Encinas-Soto K.K. y Gómez-Álvarez A. 2018. Study of Heavy Metal Pollution in Arid and Semi-Arid Regions Due to Mining Activity: Sonora and Bacanuchi Rivers. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources*. 11(1):555804.
- Li, Y., Zhou, H., Gao, B. y Xu, D. 2021. Improved enrichment factor model for correcting and predicting the evaluation of heavy metals in sediments. *Science of The Total Environment*, 755:142437.
- Loring D.H. y Rantala R.T.T. 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews*. 32(4):235-283.
- Manahan S.E. 2007. *Introducción a la química ambiental*. REVERTÉ. Primera edición. España. 709 pág.
- Marmolejo-Rodríguez A.J., Prego R., Meyer-Willerer A., Shumilin E. y Cobelo-García A. 2007. Total and labile metals in surface sediments of the tropical river-estuary system of Marabasco (Pacific coast of Mexico): Influence of an iron mine. *Marine Pollution Bulletin*. 55:459-468.
- Martín, J.M. y Meybeck, M. 1979. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry*. 7:173-206.
- Martínez-Durazo A., García-Hernández J., Páez-Osuna F, Soto-Jiménez M.F. y Jara-Marini M.E. 2019. The influence of anthropogenic organic matter and nutrient inputs on the food web structure in a coastal lagoon receiving agriculture and shrimp farming effluents. *Science of the Total Environment*. 664:635-646.
- Mejía-Piña K. G., Huerta-Díaz M.A. y González-Yajimovich O. 2016. Calibration of handheld X-ray fluorescence (XRF) equipment for optimum determination of elemental concentrations in sediment samples. *Talanta*. 161:359-367.
- Mna, H. B., Oueslati, W., Helali, M. A., Zaaboub, N., Added, A. y Aleya, L. 2017. Distribution and assessment of heavy metal toxicity in sediment cores from Bizerte Lagoon,

- Tunisia. Environmental monitoring and assessment, 189(7):1-18.
- Molina García A. 2013. Bioacumulación, biomagnificación y transferencias estacionales de mercurio en la trama trófica del sistema lagunar el Tóbari, Sonora. Tesis de maestría. CIAD. Hermosillo, Sonora.
- Mashiatullah A., Chaudhary M.Z., Ahmad N., Javed T. y Ghaffar A. 2013. Metal pollution and ecological risk assessment in marine sediments of Karachi Coast, Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185:1555–1565.
- Nazneen S., Singh S. y Raju N.J. 2019. Heavy metal fractionation in core sediments and potential biological risk assessment from Chilika lagoon, Odisha state, India. *Quaternary International*. 507: 370-388.
- Nelson W. 2020. Fractionation of trace metals in coastal sediments from Trinidad and Tobago, West Indies. *Marine Pollution Bulletin*. 150:1-10.
- Nethaji, S., Kalaivanan, R., Viswam, A. y Jayaprakash, M. 2017. Geochemical assessment of heavy metals pollution in surface sediments of Vellar and Coleroon estuaries, southeast coast of India. *Marine pollution bulletin*, 115(1-2):469-479.
- Ochoa-Valenzuela E., L., Gómez-Álvarez, A., García-Rico, L. y Villalba-Atondo I.A. 2009. Distribution of heavy metals in surface sediments of the Bacochibampo Bay, Sonora, Mexico. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 21(4):211-218.
- Oliveira Zoffoli H.S., do Amaral-Sobrinho N.M.B., 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.
- Ontiveros-Cuadras J.F., Ruiz-Fernandez A.C., Perez-Bernal L.H., Serrato de la Pena J.L. y Sánchez-Cabeza J.A. 2019. Recent trace metal enrichment and sediment quality assessment in an anthropized coastal lagoon (SE Gulf of California) from ²¹⁰Pb-dated sediment cores. *Marine Pollution Bulletin*. 149:1-10.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 1996. Trace elements in human nutrition and health. WHO, Geneva.
- Ovando M. 2013. La acuicultura y sus efectos en el medio ambiente. *Espacio I+D Innovación más Desarrollo*, 2(3):61-80.
- Páez-Osuna F. 2014. Metales y metaloides: origen, movilidad y ciclos biogeoquímicos. pp. 225-240. *Pacífico Mexicano. Contaminación e Impacto Ambiental: diagnóstico y tendencias*. En: A.V. Botello, F. Páez-Osuna, L. Méndez-Rodríguez, M. Betancourt-Lozano, S. Álvarez-Borrego y R. Lara-Lara. UAC-UNAM-ICMYL-CIAD-CIBNOR-CICESE. 930 p.
- Páez-Osuna F., Álvarez-Borrego S., Ruiz-Fernández A.C., García-Hernández J., Jara-Marini M.E., Bergés-Tiznado M.E., Piñón-Gimate A., Alonso-Rodríguez R., Soto-Jiménez M.F., Frías-Espéricueta M.G., Ruelas-Inzunza J.R., Green-Ruiz C.R., Osuna-Martínez C.C. y Sánchez-Cabeza J.A. 2017. Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Reviews*. 166:181-205.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R., Ruiz-Fernández, A.C. y Espinoza-Angulo, R. 1997. Fluxes and mass balance of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in the north-western Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 35:290-297.

- Páez-Osuna F., Ochoa-Izaguirre M.J., Bojórquez-Leyva H. y Michel-Reynoso I.L. 2000. Macroalgae as biomonitors of heavy metal availability in coastal lagoons from the subtropical Pacific of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 64:846-851.
- Páez-Osuna F., Ruiz-Fernández A.C., Botello A.V. Ponce-Vélez G., Osuna-López J.I., Frías-Espericueta M.G., López-López G. y Zazueta-Padilla H.M. 2002. Concentrations of selected trace metals (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCBs, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific Coast of Mexico: an overview. *Marine Pollution Bulletin*. 44 :1296-1313.
- Pérez M., Martínez G. y Fermín I. 2006. Biodisponibilidad de metales traza en sedimentos superficiales del ecosistema lagunar costero Bocaripo-Chacopata (Península de Araya, Estado Sucre). *Boletín del Instituto de Oceanografía*. 45(2):81-91.
- Pignotti E., Guerra E., Covelli S., Fabbri E. y Dinelli E. 2018. Sediment quality assessment in a coastal lagoon (Ravenna, NE Italy) based on SEM-AVS and sequential extraction procedure. *Science of the Total Environment*. 635:216-227.
- Platas-Rosado D.E., Hernández-Arzaba J.C. y González-Reynoso L. 2017. Importancia económica y social del sector acuícola en México. *Agroproductividad*. 12(2):19-24.
- Ponka P., Tenenbein M. y Eaton J.W. 2007. Iron. pp. 577-598. En: *Handbook of the Toxicology of Metals*. G.F. Nordberg, B.A. Fowler, M. Nordberg, G. Nordberg y L.T. Friberg (Eds.). Academic Press. 1024 p.
- Ramírez Valdez C.J. 2010. Evaluación de la gestión ambiental sobre la actividad acuícola en el municipio de Guasave, Sinaloa. Tesis de maestría. CICESE. Tijuana, Baja California.
- Rehman M., Liu L., Wang Q., Saleem M.H., Bashir S., Ullah S. y Peng D. 2019. Copper environmental toxicology, recent advances, and future outlook: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. 26:18003–18016.
- Rosado D., Usero J. y Morillo J. 2016. Assessment of heavy metals bioavailability and toxicity toward *Vibrio fischeri* in sediment of the Huelva estuary. *Chemosphere*. 153:10-17.
- Ruiz-Fernández A.C., Sánchez-Cabeza J.A., Pérez-Bernal L.H. y Gracia A. 2019. Spatial and temporal distribution of heavy metal concentrations and enrichment in the southern Gulf of Mexico. *Science of the Total Environment*. 651:3174–3186.
- Ruiz-Fernández A.C., Hillaire-Marcel C., Páez-Osuna F., Ghaleb B. y Soto-Jiménez M.F. 2003. Historical trends of metal pollution recorded in the sediments of the Oculiacan River estuary, Northwestern Mexico. *Applied Geochemistry*. 18:577-588.
- Ruiz-Ruiz T.M., Arreola-Lizárraga J.A., Morquecho L., Mendoza-Salgado R.A., Martínez-López A., Méndez-Rodríguez L.C. y Enríquez-Flores J. 2016. Assessment of eutrophication in a subtropical lagoon in the Gulf of California. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 19(4): 382-392.
- Saleem M., Iqbal J. y Shah M.H. 2015. Geochemical speciation, anthropogenic contamination, risk assessment and source identification of selected metals in fresh water sediments—A case study from Mangla Lake, Pakistan. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 4:27-36.
- Sampedro M.L., Juárez A.L. y Rosas J.L. 2014. Diagnóstico ambiental de tres comunidades Mayo

del municipio de Benito Juárez de Sonora. *Revista Iberoamericana de Ciencias*. 1(3):175-181.

- Sánchez Duarte, N. y Jara Marini, M.E. (2017). Evaluación de impacto ambiental por metales y metaloides. *Biocencia*. (19):10-16.
- Sánchez-Ibarra, C., D. M. Bermúdez-García, J. E. Bezaury-Creel, C. Lasch-Thaler, N. Rodríguez-Dowdell, N. Cárdenas-Torres, S. Rojas-González de Castilla, A. y Gondor. 2013. Plan de acción para la conservación y aprovechamiento sustentable de la biodiversidad terrestre y marina de la región Golfo de California y Pacífico sudcaliforniano. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), The Nature Conservancy (TNC), Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C., 294 pp. México.
- Schintu M., Marrucci A., Marras B., Galgani F., Buosi C., Ibba A. y Cherchi A. 2016. Heavy metal accumulation in surface sediments at the port of Cagliari (Sardinia, western Mediterranean): Environmental assessment using sequential extractions and benthic foraminifera. *Marine Pollution Bulletin*. 111:45–56.
- Schneider I.L., Teixeira E.C., Rodrigues M.L.K. y Rolim S.B.A. 2014. Metal content and distribution in surface sediments in an industrial region. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*. 86(3):1043-1061.
- Sharifuzzaman, S. M., Rahman, H., Ashekuzzaman, S. M., Islam, M. M., Chowdhury, S. R. y Hossain, M. S. 2016. Heavy metals accumulation in coastal sediments. In *Environmental remediation technologies for metal-contaminated soils* (pp. 21-42). Springer, Tokyo.
- Shumilin E., Gordeev V., Rodríguez Figueroa G., Demina L. y Choumiline K. 2011. Assessment of Geochemical Mobility of Metals in Surface Sediments of the Santa Rosalia Mining Region, Western Gulf of California. *Arch Environ Contam Toxicol*. 60:8–25
- Soto-Jiménez M., Páez-Osuna F. y Ruiz-Fernández A.C. 2003. Geochemical evidences of the anthropogenic alteration of trace metal composition of the sediments of Chiricahueto marsh (SE Gulf of California). *Environmental Pollution*. 125 :423-432.
- Soto-Jiménez M.F. y Páez-Osuna F. 2001. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán harbor (SE Gulf of California). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 53:259-274.
- Sutherland, R. A. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental geology*, 39(6):611-627.
- Srinivas R., Shynu R., Sreeraj M.K., y Ramachandran K.K. 2017. Trace metal pollution assessment in the surface sediments of nearshore area, off Calicut, southwest coast of India. *Marine Pollution Bulletin*. 120(1-2):370-375.
- Tchounwou P.B., Yedjou C.G., Patlolla A.K. y Sutton D.J. 2012. Heavy Metals Toxicity and the Environment. NIH-RCMI Center for Environmental Health. 101:133-164.
- 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.
- Torres A.I., Rivera Hernández J.R., Giarratano E., Faleschini M., Green Ruiz C.R. y Gil N.M. 2019. Potentially toxic elements and biochemical components in surface sediments of NW Mexico: An assessment of contamination and trophic status. *Marine Pollution Bulletin*.

149:110633.

Vargas-González H.H., Arreola-Lizárraga J.A., García-Hernández J., Mendoza-Salgado R.A., Zenteno-Savín 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., Mendoza-Salgado R.A., Méndez-Rodríguez L.C., Lechuga-Deveze C.H., Padilla-Arredondo G. y Cordoba-Matson M. 2014. Effects of Sewage Discharge on Trophic State and Water Quality in a Coastal Ecosystem of the Gulf of California. *The Scientific World Journal*. 2014:1-7.

Wang J, Ye S., Laws E.A., Yuan H. y Zhao G. 2017. Surface sediment properties and heavy metal pollution assessment in the Shallow Sea Wetland of the Liaodong Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*. 120(1-2):347-354.

Watts M.J., Mitra S., Marriott A.L. y Sarkar S.K. 2017. Source, distribution and ecotoxicological assessment of multielements in superficial sediments of a tropical turbid estuarine environment: A multivariate approach. *Marine Pollution Bulletin*. 115:130-140.

Williams J.A. y Antoine J. 2020. Evaluation of the elemental pollution status of Jamaican surface sediments using enrichment factor, geoaccumulation index, ecological risk and potential ecological risk index. *Marine Pollution Bulletin*. 157 :111288.

Yan c., Li Q., Zhang X. y Li G. 2010. Mobility and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of Xiamen Bay and its adjacent areas, China. *Environ Earth Sci*. 60:1469–1479.