



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

**LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN: DINÁMICA DE LA  
COMPOSICIÓN DEL SEDIMENTO SUPERFICIAL Y  
BIODISPONIBILIDAD DE METALES**

---

Por:

**Biol. Melisa Enríquez Duarte**

APROBADA POR:

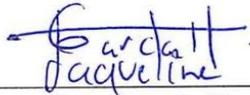
COORDINACIÓN DE ASEGURAMIENTO DE CALIDAD Y APROVECHAMIENTO  
SUSTENTABLE DE RECURSOS NATURALES

Como requisito para obtener el grado de

**MAESTRA EN CIENCIAS**

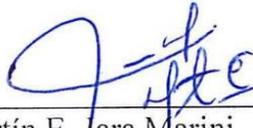
## APROBACIÓN

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



---

Dra. Jaqueline García Hernández  
Director



---

Dr. Martín E. Jara Marini  
Integrante del comité de tesis



---

Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga  
Integrante del comité de tesis



---

M.C. Daniela Aguilera Márquez  
Integrante del comité de tesis

## DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis "Lagunas de Estabilización: Dinámica de la Composición del Sedimento Superficial y Biodisponibilidad de Metales" 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 Melisa Enríquez Duarte, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de quien ocupe la titularidad de la Dirección General del CIAD.

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



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

Dra. Graciela Caire Juvera  
Directora General

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), por el apoyo otorgado a lo largo de mis estudios que me permitió continuar mis estudios de posgrado.

Agradezco al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), por brindarme la oportunidad de ser estudiante de maestría en la institución, además de las facilidades otorgadas para realizar mis estudios.

Al laboratorio de Ecotoxicología por permitirme utilizar sus instalaciones, guiarme, ser pacientes y apoyarme tanto académicamente como emocionalmente durante toda mi estancia en el laboratorio.

Al laboratorio de Ciencias Ambientales por permitirme utilizar sus instalaciones, guiarme con las técnicas implementadas, su compañía en las salidas a campo y a pesar de la distancia siempre tratarme como parte del grupo.

Al laboratorio de Fisicoquímica de la Coordinación Guaymas por permitirme utilizar sus instalaciones y guiarme con la utilización de los distintos equipos.

A mi directora de tesis, Dra. Jaqueline García Hernández, por brindarme la oportunidad de ser una de sus estudiantes, por guiarme y a pesar de tener tanto trabajo siempre hacer un tiempo para poder resolver mis dudas.

Al Dr. Martín Enrique Jara Marini, por ser un excelente guía durante todo el proyecto, hacerme preguntas inesperadas que me encaminaron a entender mejor mi proyecto, ser paciente, apoyarme con todas mis dudas, siempre estar al pendiente de mí y hacerme sentir parte del laboratorio. Estoy muy agradecida de que aceptara ser parte de mi comité.

Al resto de mi comité de tesis, la M.C. Daniela Aguilera Márquez y el Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga, por impulsarme a mejorar el proyecto con sus consejos, orientación y sobre todo por mostrarme su apoyo.

Al M.C. German Leyva, por el apoyo en las salidas a campo, ya que el trabajo más difícil siempre se lo llevo él.

A mi amiga María José Aguirre Atondo, por ser mi compañera, amiga y consejera durante todo el posgrado y no dejarme desistir de él, motivarme, aconsejarme y escucharme siempre. El posgrado

hizo que nos volviéramos a encontrar y afortunadamente pudimos recorrer este camino juntas. Eternamente agradecida por tu amistad y sinceridad para todo, te quiero mucho.

A mi hermana Nathalie Enríquez, por siempre acompañarme, aunque no supiera absolutamente nada del tema, darme ánimos y ofrecerme ayuda siempre que me veías llorar por no entenderle a mi propio proyecto. La distancia no evito que fueras un gran apoyo durante este recorrido, mi segunda mamá, te quiero mucho.

A José Luis de la Torre, no hay forma de que pueda expresar lo mucho que me apoyaste durante esta etapa, estoy eternamente agradecida contigo, te quiero mucho.

A Samantha y Anahí, por ser mis compañeras y amigas durante el posgrado, gracias escucharme, aconsejarme y ayudarme siempre que podían, las quiero.

Al M.C. Luis García, por ser mi amigo en mis cortas visitas a Guaymas, siempre apoyarme con las técnicas de laboratorio y resolver mis dudas por más tontas que fueran.

A la Q.B. María José Baca Torres, por su apoyo técnico en el método de extracción química secuencial (BCR) y en el manejo del equipo de Absorción Atómica VARIAN 240FS, y por hacer que mi estancia en el laboratorio y en el posgrado fuera más amena. Gracias por escucharme, guiarme y preocuparte por mí.

Por último, quiero agradecer enormemente a mi familia, sin cuyo apoyo constante hubiera hecho difícil la finalización de esta tesis.

## DEDICATORIA

Mamá y papá, gracias por su apoyo incondicional, su amor, paciencia, creer en mi e impulsarme a crecer en todos los sentidos.

A mi hermana Nathalie, por ser un pilar indispensable en mi vida, por los buenos y malos momentos, por creer en mí y alentarme a seguir a pesar de que me sentía incapaz de lograrlo, desvelarte conmigo aun cuando no tuvieras porque hacerlo solo para acompañarme, fuiste parte importante en este proceso por lo que este logro también es tuyo. No hay mejor amiga que una hermana y no hay mejor hermana que tú.

A mi hermana Valeria, por entender la presión que sentía por parte de mis papás y buscar siempre un nuevo tema de conversación para tranquilizar el ambiente. Nunca te lo digo, pero sabes que te quiero.

A José Luis, por su amor, paciencia, apoyo incondicional y sobre todo creer en mi.

A mi amiga María José, por entender cómo funciona mi cabeza, creer en mí y recordarme que puedo lograr todo lo que me proponga por más difícil que me parezca.

A mis amigos, familiares y compañeros que estuvieron presentes a lo largo de este proceso, gracias por el apoyo.

A mis gatitos bellos que me dieron tanto cariño y compañía.

Finalmente, a mí misma por llegar hasta aquí a pesar de todos los obstáculos que yo misma me ponía, tantas veces de querer abandonar el posgrado, fue un reto personal, pero lo logre y por eso me agradezco no haber abandonado este reto.

## CONTENIDO

<b>APROBACIÓN</b> .....	2
<b>DECLARACIÓN INSTITUCIONAL</b> .....	3
<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	4
<b>DEDICATORIA</b> .....	6
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	9
<b>LISTA DE CUADROS</b> .....	11
<b>RESUMEN</b> .....	13
<b>ABSTRACT</b> .....	14
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	15
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	17
2.1. Aguas Residuales.....	17
2.1.1. Principales Componentes de Aguas Residuales .....	17
2.1.1.1. Grasas y aceites.. .....	18
2.1.1.2. Sólidos suspendidos totales (SST). .....	18
2.1.1.3. Demanda química de oxígeno (DQO).. .....	18
2.1.1.4. Nitrógeno total.. .....	18
2.1.1.5. Fósforo total.. .....	18
2.1.1.6. Metales.. .....	19
2.1.2. Factores que Influyen en el Comportamiento de los Compuestos de Aguas Residuales.....	19
2.1.2.1. Temperatura.. .....	19
2.1.2.2. pH.....	19
2.1.3. Problemática Global .....	20
2.1.4. Situación Nacional .....	20
2.1.4.1. Norma Oficial Mexicana para Regulación y Control de Aguas Residuales.. ....	21
2.2. Tratamiento de Aguas Residuales: Lagunas de Estabilización y Destino final de los Residuos .....	21
2.2.1. Ecosistemas Costeros.....	23
2.2.1.2. Situación ambiental de los ecosistemas costeros. ....	24
2.2.2. Metales en Ecosistemas Costeros .....	24
2.2.2.1. Clasificación de metales y metaloides. ....	25
2.2.2.2. Toxicidad de Metales y Metaloides.. .....	26
2.3. Acumulación y Movilidad de Metales en el Sedimento .....	26
2.3.1. Sedimento como Reservorio de Contaminantes .....	27
2.3.2. Factores de Enriquecimiento .....	27
2.3.3. Biodisponibilidad en Sedimentos .....	28
<b>3. HIPOTESIS</b> .....	30
<b>4. OBJETIVO</b> .....	31

## CONTENIDO (continuación)

4.1. Objetivo General.....	31
4.2. Objetivos Específicos .....	31
<b>5. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>32</b>
5.1. Área de Estudio .....	32
5.2. Recolección de Muestras .....	34
5.3. Procesamiento de las Muestras de Agua .....	36
5.3.1. Monitoreo de Parámetros Físicoquímicos .....	36
5.3.2. Digestión de Muestras .....	37
5.3.3. Análisis de Muestras .....	38
5.4. Procesamiento de Muestras de Sedimento .....	38
5.4.1. Extracción Secuencial de Metales .....	38
5.4.2. Determinación de Parámetros Físicoquímicos de Sedimentos .....	40
5.4.2.1. Textura. ....	41
5.4.2.2. pH.....	41
5.4.2.3. Materia Orgánica.....	41
5.4.3. Cuantificación de Concentración de Metales Biodisponibles .....	42
5.4.4. Determinación de Factores de Enriquecimiento .....	43
5.5. Procesamiento de Muestras de Organismos Intermareales .....	43
5.5.1. Identificación de Organismos .....	43
5.5.2. Digestión de Muestras .....	45
5.5.3. Análisis de Muestras .....	45
5.6. Análisis de Datos .....	46
<b>6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>47</b>
6.1. Concentración Total de Metales en Sedimentos Superficiales.....	47
6.2. Concentraciones Biodisponibles de Metales en Sedimentos Superficiales.....	54
6.2.1. Parámetros Físicoquímicos del Sedimento Superficial .....	67
6.2.1.1. pH.....	67
6.2.1.2. Materia Orgánica.....	68
6.2.1.3. Textura.. ....	70
6.2.2. Porcentaje de Remoción de Metales en Sedimentos Superficiales de Laguna de Estabilización .....	73
6.2.3. Factores de Enriquecimiento de Metales del Sedimento Superficial .....	74
6.3. Concentración de Metales en Agua.....	79
6.3.1. Parámetros Físicoquímicos del Agua .....	82
6.4. Concentración de Metales en Organismos .....	83
<b>7. CONCLUSIONES.....</b>	<b>85</b>
<b>9. REFERENCIAS .....</b>	<b>88</b>
<b>9. ANEXOS .....</b>	<b>92</b>
9.1. Límites Máximos Permisibles para Metales y Cianuros. ....	92
9.2. Características Textuales de los Sedimentos Superficiales .....	93

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura</b>		<b>Página</b>
1	Sitios de muestreo ubicados al suroeste de la ciudad de Guaymas, Sonora .....	32
2	Pescador cerca de la zona de descarga de aguas residuales .....	33
3	Campamento pesquero cercano a la laguna de estabilización “La Salada” y zona de descarga.....	33
4	Toma de muestra de sedimento en laguna de estabilización “La Salada” (mayo de 2022) .....	34
5	Toma de muestra de sedimento superficial con draga Van Venn (septiembre de 2022) .....	35
6	Muestreo de organismos intermareales (septiembre de 2022) .....	35
7	Potenciómetro Thermo Scientific™ Orion™ Star A211 utilizado para medir el pH en muestras de agua .....	36
8	Horno de microondas CEM Corporation modelo MARS X .....	37
9	Método de extracción del Buró de Referencias de la Comunidad Europea (BCR) con la modificación propuesta por Kartal <i>et al.</i> , (2006) .....	40
10	Espectrofotómetro de absorción atómica por flama Varían modelo SpretAA 240FS utilizado para la cuantificación de la concentración biodisponible de los metales .....	42
11	Organismo perteneciente al <i>Infraorden brachyura (I)</i> .....	44
12	Organismo perteneciente al <i>Infraorden brachyura (II)</i> .....	44
13	Organismo perteneciente al género <i>petrolisthes</i> .....	45
14	Concentraciones totales de Fe en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022 .....	48
15	Concentraciones totales de Cu en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022 .....	49
16	Concentraciones totales de Mn en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022 .....	50
17	Concentraciones totales de Zn en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022 .....	51
18	Concentraciones totales de Pb en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022 .....	53
19	Concentraciones totales de Hg en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022 .....	54

## LISTA DE FIGURAS (continuación)

<b>Figura</b>		<b>Página</b>
20	Materia orgánica presente en sitios de muestreo dentro de la laguna de estabilización “La Salada” durante los tres muestreos de 2022.....	69
21	Materia orgánica presente en sitios de muestreo en Zona Costera durante los tres muestreos de 2022 .....	70
22	Porcentaje de arena según el sitio de muestreo. Literales distintas indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) .....	71
23	Porcentaje de arcilla según el sitio de muestreo. Literales distintas indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) .....	72
24	Porcentaje de limo según el sitio de muestreo. Literales distintas indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) .....	72
25	Factores de enriquecimiento de Cu en los sitios muestreados en laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera durante los tres muestreos de 2022 .....	75
26	Factores de enriquecimiento de Mn en los sitios muestreados en laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera durante los tres muestreos de 2022 .....	76
27	Factores de enriquecimiento de Zn en los sitios muestreados en laguna de estabilización “La Salada” y Zona costera durante los tres muestreos de 2022 .....	77
28	Factores de enriquecimiento de Pb en los sitios muestreados en laguna de estabilización “La Salada” y Zona costera durante los tres muestreos de 2022 .....	78
29	Factores de enriquecimiento de Hg en los sitios muestreados en laguna de estabilización “La Salada” y Zona costera durante los tres muestreos de 2022 .....	79

## LISTA DE CUADROS

<b>Cuadro</b>		<b>Página</b>
1	Categorías de servicios ambientales marinos .....	23
2	Efectos de algunos metales en organismos por exposición .....	25
3	Concentraciones biodisponibles de Fe ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	56
4	Concentraciones biodisponibles promedio de Fe ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	56
5	Concentraciones biodisponibles de Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	58
6	Concentraciones biodisponibles promedio de Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022.....	58
7	Concentraciones biodisponibles de Mn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	60
8	Concentraciones biodisponibles promedio de Mn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	60
9	Concentraciones biodisponibles de Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	62
10	Concentraciones biodisponibles promedio de Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	62
11	Concentraciones biodisponibles de Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	64
12	Concentraciones biodisponibles promedio de Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	65
13	Concentraciones biodisponibles de Hg ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	66
14	Concentraciones biodisponibles promedio de Hg ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022 .....	67
15	Parámetros fisicoquímicos de sedimentos superficiales .....	67
16	Clasificación de pH en NOM-021-RECNAT-200 .....	68
17	Concentración ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y porcentaje de remoción de metales en la laguna de estabilización “La Salada” durante el primer muestreo .....	73
18	Concentración ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y porcentaje de remoción de metales en la laguna de estabilización “La Salada” durante el segundo muestreo .....	73

## LISTA DE CUADROS (continuación)

<b>Cuadro</b>		<b>Página</b>
19	Concentración ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y porcentaje de remoción de metales en la laguna de estabilización “La Salada” durante el tercer muestreo .....	74
20	Concentraciones ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtenidas de Cu en agua en la Laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera, y su comparación con la NOM-001-SEMARNAT-1996 .....	80
21	Concentraciones ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtenidas de Zn en agua en la Laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera, y su comparación con la NOM-001-SEMARNAT-1996 .....	80
22	Concentraciones ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtenidas de Pb en agua en la Laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera, y su comparación con la NOM-001-SEMARNAT-1996 .....	81
23	Concentraciones ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtenidas de Hg en agua en la laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera, y su comparación con la NOM-001-SEMARNAT-1996 .....	82
24	Concentración de metales en organismos intermareales muestreados en La Salada, Guaymas .....	84

## RESUMEN

Actualmente, se producen grandes volúmenes de aguas residuales que afectan a los ecosistemas costeros. Para tratar de mitigar este problema se han empleado diversas estrategias, entre las que se encuentran las lagunas de estabilización, las cuales son un método sencillo y económico donde la carga orgánica es transformada y tratada a través de procesos químicos, físicos y biológicos. Sin embargo, con frecuencia estos procesos de tratamientos no se llevan a cabo adecuadamente y, por lo tanto, gran parte de los componentes en estas aguas son liberados casi sin tratamiento en el ecosistema costero. Entre los componentes de dichos desechos destacan los metales, los cuales son poco solubles en agua, por lo que las partículas suspendidas finalmente se asientan como sedimento. La laguna de estabilización “La Salada” en Guaymas, tiene vertimientos directamente hacia aguas costeras, por lo que se estimaron las concentraciones biodisponibles de metales (Cu, Fe, Mn, Hg, Pb y Zn) y su comportamiento estacional en las fracciones geoquímicas de los sedimentos superficiales de la laguna y su zona costera de descarga. Se utilizó la técnica de extracción secuencial del Buró de Referencias de la Comunidad Europea (BCR) para la extracción de metales en cuatro fracciones químicas (intercambiable, reductora, oxidativa y residual) de los sedimentos superficiales, las cuales nos permiten determinar la especiación de los metales y por lo tanto su posible biodisponibilidad; posteriormente se cuantificaron por medio de Espectrometría de Absorción Atómica por flama. Los resultados mostraron concentraciones totales en orden Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Hg. Se observó tendencia general a mayores concentraciones de metales en las fracciones geoquímicas reductora y oxidativa, sin tendencia definida por épocas de muestreo. Además, se observó que dentro de la laguna de estabilización se obtuvieron concentraciones más altas que aquellas tomadas en la zona costera. Los factores de enriquecimiento de los metales demostraron un enriquecimiento de moderado a extremadamente grave en los sedimentos superficiales, lo que evidencia el impacto que este sistema de tratamiento de residuos y actividades antropogénicas tiene sobre el ecosistema.

**Palabras clave:** Actividades antropogénicas, Aguas residuales, Metales, Sedimentos superficiales, Extracción secuencial, Concentración biodisponibles, Factores de enriquecimiento.

## ABSTRACT

Currently, large volumes of wastewater are being generated, impacting coastal ecosystems. To attempt to mitigate this issue, various strategies have been employed, including stabilization ponds, which are a simple and cost-effective method where organic loads are transformed and treated through chemical, physical, and biological processes. However, frequently these treatment processes are not adequately carried out, resulting in a significant portion of the components in these waters being discharged into the coastal ecosystem with little to no treatment. Among the components of such waste, metals stand out, as they are poorly soluble in water, causing suspended particles to eventually settle as sediment. The "La Salada" stabilization pond in Guaymas directly discharges into coastal waters, leading to the estimation of bioavailable concentrations of metals (Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, and Zn) and their seasonal behavior in the geochemical fractions of the surface sediments of the pond and its coastal discharge zone. The Bureau of Community Reference (BCR) sequential extraction technique was employed to extract metals in four chemical fractions (exchangeable, reducible, oxidizable, and residual) from the surface sediments, allowing the determination of metal speciation and hence their possible bioavailability. Subsequently, they were quantified using Flame Atomic Absorption Spectrometry. The results showed total concentrations in the following order: Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Hg. There was a general tendency towards higher metal concentrations in the reducible and oxidizable geochemical fractions, with no defined trend concerning sampling periods. Furthermore, concentrations within the stabilization pond were higher than those taken in the coastal zone. Metal enrichment factors demonstrated a moderate to extremely severe enrichment in surface sediments, highlighting the impact that this waste treatment system and anthropogenic activities have on the ecosystem.

**Keywords:** Anthropogenic activities, Wastewater, Metals, Surface sediments, Sequential extraction, Bioavailable concentration, Enrichment factors.

## 1. INTRODUCCIÓN

El aumento de las actividades antropogénicas durante el último siglo ha tenido graves impactos ambientales, ya que alteran los procesos en los ecosistemas costeros debido a la descarga de aguas residuales urbanas sin un correcto tratamiento. Esto ha generado la demanda de sistemas para el procesamiento de aguas residuales, entre cuales se encuentran las lagunas de estabilización. Estas lagunas son el sistema de tratamiento más sencillo que existe, debido a que son excavaciones poco profundas (1-1.5 metros) cercadas por barreras de tierra, las cuales según Shelef y Kanarek, (1995) presentan algunas ventajas como baja inversión, poco mantenimiento y operación sencilla y han demostrado tener una remoción eficiente de bacterias patógenas, moderación de cargas orgánicas y compuestos tóxicos, entre otros.

Es importante señalar que las lagunas de estabilización presentan ciertas desventajas, entre ellas se encuentran un gran requerimiento de área para su construcción y tienen un funcionamiento que depende de las condiciones ambientales (temperatura, radiación solar, viento, entre otros). Además, debido al rápido aumento poblacional ha complicado la adecuación de las lagunas a este crecimiento, lo que trae como consecuencia el mal funcionamiento por la falta de capacidad y finalmente su colapso. Las aguas residuales sin un buen tratamiento son ricas en metales pesados, los cuales finalmente se depositan en el sedimento, ya que son afines a esta matriz. Estos metales suelen sufrir de transformaciones debido a las condiciones en el medio, las propiedades de dichos elementos y el tamaño del grano de los sedimentos donde se encuentren, lo que ocasiona una alta permanencia en el ambiente, baja degradación y alta toxicidad (Sánchez-Duarte y Jara-Marini, 2017). Esto representa una fuente potencial de bioacumulación y biomagnificación dentro de la cadena trófica, lo que implica un peligro para el ambiente y el deterioro para el ecosistema (Srinivas *et al.*, 2017). Otro efecto que tiene su presencia es la toxicidad, en donde la sensibilidad a los metales pesados varía de una especie a otra. Un ejemplo muy importante en cuanto al efecto que podrían tener dichos elementos en los organismos podemos resaltar el caso del mercurio (Hg) el cual es capaz de reducir el mecanismo fotosintético del plancton, deterioro en el crecimiento, comportamiento, metabolismo e intercambio de oxígeno en peces (Tomaila y Iannacone, 2018). Se han llevado a cabo distintos estudios en los que se ha examinado la existencia de metales en los depósitos de sedimentos, provenientes de las principales actividades económicas de las zonas

estudiadas, sin embargo, pocos estudios mencionan la importancia ecológica que tiene el sitio en el que se realizó el estudio y cuáles son los límites permisibles de dichos metales, lo que dificulta comprender la magnitud de la concentración de dichos metales. Shu *et al.* (2021), mencionan que el conocer la concentración de los metales en sedimentos marinos, analizar el impacto que éstos causan en los organismos y los posibles riesgos ecológicos permitirá una mejor protección al medio ambiente marino y una posible mejora en los programas de regulación para gestión ambiental.

Wang *et al.* (2017), realizaron una evaluación de riesgo ecológico en distintas regiones costeras de importancia económica en China, pero sin monitoreos previos lo que dificulta comprender la magnitud del impacto en la zona estudiada. La falta de monitoreo limita la observación en las variaciones de las concentraciones de metales y metaloides durante las distintas estaciones, lo que es de gran importancia ya que las condiciones del medio influyen en el comportamiento de los metales.

Conocer la biodisponibilidad de un metal en el sedimento es de gran importancia, debido a que permite determinar qué tanto han impactado las actividades antropogénicas sobre el ecosistema y que fracción del metal está disponible en el medio para producir una acción y efecto sobre el organismo receptor, considerando que solo una fracción de la sustancia es biodisponible dependiendo de la forma química en la que se encuentra (Gaete *et al.*, 2007)

Las concentraciones totales de metales en sedimentos son un indicativo de la salud del ecosistema, lo que significa que al conocer la concentración total podremos saber qué tan efectivas están siendo las lagunas de estabilización y que impacto podrían estar teniendo en la zona de descarga; ya que el sedimento es una de las principales fuentes de alimento para organismos de este ecosistema (Gheorghe *et al.*, 2017). Por lo tanto, el objetivo de este proyecto es determinar las concentraciones biodisponibles de metales (cobre, manganeso, mercurio, plomo y zinc) en sedimentos superficiales de la laguna de oxidación La Salada y zona marina adyacente en distintas épocas del año.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1. Aguas Residuales

El crecimiento poblacional ha producido un aumento inevitable en la demanda de agua, esto como consecuencia de la requerida producción de una mayor cantidad de alimentos, energía y productos de uso común, así como también de actividades productivas como la agricultura y la industria; esto no solo trajo consigo una mayor necesidad de agua, sino que también aumentó la generación de aguas residuales (UNESCO, 2019).

En muchas naciones, las aguas residuales son descargadas directamente al medio ambiente sin ser sometidas a un tratamiento pertinente, lo que ha resultado en la degradación y contaminación de los ecosistemas de agua dulce y marinos. Esta contaminación de los cuerpos de agua disminuye su disponibilidad sin la implementación de algún tipo de tratamiento, lo que genera impactos negativos en el bienestar humano, la economía y la pureza de los recursos acuáticos naturales. (UNESCO, 2017a).

Cada comunidad produce desechos líquidos y sólidos. Metcalf *et al.* (2003), definen a las aguas residuales como la mezcla de desechos sólidos y líquidos transportados por agua extraídos de residencias, instituciones, establecimientos industriales y comerciales, entre otros; debido a la distinta naturaleza de dichos desechos, una gran parte de ellos sirve como vehículo de contaminación a distintos sitios.

#### 2.1.1. Principales Componentes de Aguas Residuales

Dentro de la NOM-001-SEMARNAT-2021, los contaminantes se definen como aquellos compuestos encontrados en los vertidos de aguas residuales, los cuales pueden ser eliminados o normalizados mediante tratamientos convencionales, dentro de la normativa solo se pueden considerar como contaminantes a los siguientes compuestos:

2.1.1.1. Grasas y aceites. Son el componente principal de productos alimenticios y productos de uso doméstico, estos compuestos presentan una baja solubilidad lo que reduce su tasa de degradación microbiana. Si éstos no son removidos antes de ser desechados pueden interrumpir el correcto funcionamiento de la vida en la superficie del agua (Metcalf *et al.*, 2003).

2.1.1.2. Sólidos suspendidos totales (SST). Es la materia o partículas finas presentes en el agua en forma de coloides que causan su turbidez. Con la turbidez se disminuye la entrada de luz solar, impidiendo el desarrollo de la vegetación acuática natural y favoreciendo el crecimiento excesivo de algas.

2.1.1.3. Demanda química de oxígeno (DQO). Indicador utilizado para cuantificar la cantidad de materia orgánica presente que puede ser oxidada mediante procesos químicos. El incremento en la concentración de materia orgánica puede resultar en la reducción del contenido de oxígeno disuelto en el agua, lo que puede provocar hipoxia (Rosabal-Carbonell *et al.*, 2012).

2.1.1.4. Nitrógeno total. Es la suma total de nitrógeno orgánico también conocido como Kjeldahl, nitrógeno de nitritos y nitrógeno de nitratos. Algunos de los compuestos de nitrógeno son componentes de gran importancia debido a su papel en la eutrofización, efecto en el oxígeno en aguas receptoras y su toxicidad para algunos organismos acuáticos (Lehr y Keeley, 2005). Dentro de la NOM-001-SEMARNAT-2021 límite máximo permisible varía según el lugar en el que vaya a depositarse, el rango es de 15-35 mg L<sup>-1</sup>.

2.1.1.5. Fósforo total. Es la sumatoria de las concentraciones de fosfatos (ortofosfatos, fosfatos condensados, fosfatos orgánicos, entre otros). Este es un elemento esencial para el crecimiento de algunos organismos, por lo que puede ser un nutriente limitante de la productividad primaria, en donde a altas concentraciones puede traer como consecuencia el crecimiento acelerado de algunos macro y microorganismos, que provocarían la eutrofización.

2.1.1.6. Metales. Elementos de la tabla periódica caracterizados por su alta masa atómica y una densidad mayor a  $4 \text{ g/cm}^3$ ; estos elementos a diferencia de otros de contaminantes se encuentran de manera natural en la corteza terrestre. Algunos metales como el Cd, Cu, Mn, Ni, Zn, Pb y Hg, son considerados como contaminantes de preocupación, de la misma forma, algunos de estos metales son necesarios para el desarrollo y correcto funcionamiento distintos seres vivos. Por lo que la concentración es un factor importante para determinar el efecto que pueden causar en el ecosistema, ya que concentraciones excesivas podrían dejar de ser beneficiosos.

Por otro lado, hay elementos como el Hg, Pb, As y Cd que no tienen funciones biológicas conocidas por lo que incluso en pequeñas concentraciones pueden llegar a ser tóxicos, algunos de ellos tienden a bioacumularse y finalmente biomagnificarse (Tirado-Amador *et al.*, 2015). Variables como la temperatura, pH, tamaño de partícula, entre otros, pueden transformar al elemento y volverlo aún más tóxico. En México la NOM-001-SEMARNAT-2021 considera cualquiera de las formas (solución, disueltos y suspensión) presentes de arsénico, cadmio, cobre, mercurio, níquel, plomo y zinc como de preocupación y asigna un límite máximo permisible.

## **2.1.2. Factores que Influyen en el Comportamiento de los Compuestos de Aguas Residuales**

2.1.2.1. Temperatura. La temperatura es un parámetro sumamente relevante, ya que influye en las reacciones químicas, la velocidad de reacción y tiene un impacto significativo en la vida marina y la sostenibilidad del agua para diversos usos. Es importante destacar que el oxígeno es menos soluble en agua a temperaturas elevadas en comparación con temperaturas más bajas. Además, cuando se suma el aumento de las reacciones bioquímicas, esto podría llevar a un agotamiento en las concentraciones de oxígeno disuelto durante los meses cálidos, lo que a su vez tendría graves consecuencias en el equilibrio de todo el ecosistema (Metcalf *et al.*, 2003). En el caso de México, la NOM-001-SEMARNAT-2021 indica que la temperatura máxima permitida en aguas residuales descargadas es de  $35^\circ\text{C}$ .

2.1.2.2. pH. Además de la temperatura el pH es otro parámetro muy importante en la calidad de

agua tanto de agua natural como de aguas residuales. El rango de concentración para la mayoría de las formas de vida presentes es muy estrecho y delicado, por lo que su concentración debe ser modificada antes de ser descargada. Dentro de la NOM-001-SEMARNAT-2021 el pH debe de estar entre 6-9.

### **2.1.3. Problemática Global**

La Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, 2017a) señaló que algunos países ricos trataban aproximadamente el 70% de las aguas residuales urbanas e industriales que producen, países con rentas medio-bajas este porcentaje disminuye a 38% y finalmente en países pobres el porcentaje de aguas residuales tratadas únicamente es de 8%; esto significaría que más del 80% los desechos son vertidas sin ningún tipo de tratamiento. Las aguas residuales son parte importante del ciclo hidrológico, por lo que deben ser consideradas durante todo el proceso, desde la obtención del agua, el tratamiento, distribución, uso, recolección y tratamiento, hasta su reutilización y restitución al medio ambiente.

Durante el 2015 aproximadamente 2100 millones de personas carecían de acceso a agua segura y otros 4500 millones carecían de saneamiento, lo que refleja la gran desigualdad que hay entre los países y dentro de ellos. Sin agua y saneamiento seguros y accesibles, es probable que estas personas enfrenten distintos desafíos, entre los cuales se encuentran las malas condiciones de vida y salud, desnutrición y falta de oportunidades (UNESCO, 2019).

Las enfermedades asociadas al saneamiento y aguas residuales siguen siendo comunes en países en desarrollo, donde el porcentaje de uso de aguas sin tratar para la producción de alimentos es alto. Por lo que el tratamiento y saneamiento de aguas residuales es de gran importancia para el control y eliminación de enfermedades asociadas a los desechos (UNESCO, 2017b).

### **2.1.4. Situación Nacional**

En México la demanda y consumo de agua se ha incrementado en las últimas décadas, esto debido

al constante aumento poblacional y la modificación de hábitos de consumo tanto doméstico como virtual (volumen de agua requerido para obtener un producto, actividades recreativas y generación de energía), lo que trajo como consecuencia mayor volumen de aguas residuales de las cuales partes de ellas son descargadas sin un tratamiento previo (CONAGUA, 2021). De acuerdo con el Inventario Nacional realizado por CONAGUA en el 2020, México contaba con 2786 plantas de tratamiento de aguas con capacidad de 196.7 m<sup>3</sup>/s y un caudal tratado de 144.7 m<sup>3</sup>/s.

El tipo de tratamiento más utilizado en México para el año 2020 fueron las lagunas de estabilización con un total de 827 unidades, en segundo lugar, se encuentran los lodos activados con 795 plantas y en tercer lugar los procesos de reactor anaerobio de flujo ascendente con 364 plantas.

2.1.4.1. Norma Oficial Mexicana para Regulación y Control de Aguas Residuales. En México existe una normativa que se encarga de reglamentar el límite máximo de contaminantes en aguas residuales, esta normativa es regulada por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) la cual es la encargada de controlar temas relacionados con los recursos naturales y medio ambiente del país.

- NOM-001-SEMARNAT-2021, establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (SEMARNAT, 2021) (ANEXO A).

El objetivo de este tipo de normativas es atender y mitigar la contaminación de los distintos tipos de agua, para de esta forma garantizar el derecho fundamental de la población de un ambiente saludable, por lo que su actualización y cumplimiento son de gran importancia.

## 2.2. Tratamiento de Aguas Residuales: Lagunas de Estabilización y Destino final de los residuos

Las lagunas de estabilización son reservorios construidos mediante excavación en el suelo, diseñados para retener los residuos durante un período determinado. El agua residual generada en estos sistemas generalmente proviene de fuentes domésticas, con una carga orgánica que puede ser transformada y tratada mediante procesos químicos, físicos y, especialmente, biológicos. Estos

sistemas se basan en los principios de autodepuración presentes en ríos y lagos, lo que resulta en un efluente de calidad superior a los tratamientos automatizados (Carreño-Sayago y Méndez-Sayago, 2011). La efectividad de remoción depende de factores como composición del afluente, mantenimiento y diseño utilizado, y tomar en cuenta la normatividad vigente.

Shelef y Kanarek (1995) señalan que la construcción y uso de lagunas de estabilización tienen una serie de ventajas y desventajas, entre las cuales se encuentran:

#### Ventajas:

- Poco consumo de energía y costo de operación.
- Baja inversión y costo de construcción.
- Operación y mantenimiento simple.
- Moderación de picos hidráulicos, cargas orgánicas y compuestos tóxicos.
- Eliminación eficiente de protozoarios, huevos de helmintos y bacterias patógenas.

#### Desventajas:

- Demanda una amplia superficie de terreno.
- Su funcionamiento está completamente condicionado por las variables ambientales aleatorias (temperatura, velocidad del viento, radiación solar).
- Contaminación de acuíferos debido a infiltración.
- Se produce una emisión de malos olores y disminución en la calidad del efluente debido a la contaminación de las descargas.

Las masas receptoras, en este caso los ecosistemas costeros, han sido incapaces de absorber y neutralizar la contaminación provocada por los residuos provenientes de los ineficientes sistemas de tratamiento de residuos, esto ha provocado que se pierda la condición natural del sitio, en donde además de los cambios en la apariencia física también han perdido la capacidad de sustentar la vida acuática adecuadamente.

### 2.2.1. Ecosistemas Costeros

Los ecosistemas costeros y marinos son sistemas dinámicos conformados por componentes bióticos y abióticos los cuales interactúan entre sí a través de complejos intercambios de energía, nutrientes y deshechos. A lo largo de la historia, este entorno natural ha desempeñado un papel de gran relevancia en el desarrollo y mantenimiento de las sociedades globales. (Turner y Schaafsma, 2015); es un ecosistema muy dinámico debido a la interacción entre la variabilidad natural y los usos antropogénicos.

Los ecosistemas costeros pueden definirse como el espacio de transición entre el sistema marino y el sistema continental, en donde la tierra, el mar y la atmósfera interactúan, gracias a estas características se ha favorecido el desarrollo económico, expansión industrial y el crecimiento poblacional en áreas costeras, lo que finalmente se traduce en la descarga constante de contaminantes al ambiente (Liu *et al.*, 2020). Ante el ojo del ser humano, la importancia de este tipo de ecosistema radica únicamente en el beneficio económico que este nos trae, ya que en la mayoría de los países las zonas costeras son muy activas en términos de desarrollo económico y social, y se dejan de lado el resto de los servicios ecosistémicos (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Categorías de servicios ambientales marinos<sup>1</sup>.

<b>Servicio</b>	<b>Definición</b>	<b>Ejemplos de beneficios</b>
Provisión	Cantidad de bienes o materias primas que el ecosistema nos ofrece.	Pesca Recursos medicinales Madera para combustible
Regulación	Derivan de las funciones del ecosistema, que ayudan a reducir ciertos impactos	Captura de carbono Estabilización de costas Regulación del ciclo hidrológico Reciclaje de nutrientes
Culturales	Beneficios no materiales obtenidos del ecosistema	Recreación y turismo Valores estéticos
Soporte	Biodiversidad y procesos ambientales naturales del ecosistema, son necesarios para los otros servicios	Biodiversidad Formación de suelo Ciclo de nutrientes

<sup>1</sup>Fuente: Avendaño *et al.*, (2019).

2.2.1.2. Situación ambiental de los ecosistemas costeros. A pesar del gran valor que tienen los ecosistemas costeros, estos se encuentran entre los ecosistemas más amenazados y degradados, principalmente por el aumento de la población que se asienta en dicha zona. Conforme crece la necesidad de la sociedad de establecerse en áreas costeras, también se intensifica la presión ejercida sobre estos debido a la actividad humana como la pesca, acuicultura, recreación y vertido de aguas residuales, entre otras. Además, se anticipa que el aumento del calentamiento global traerá consigo cambios y pérdidas en el ecosistema, lo cual contribuirá a incrementar la presión y degradación sobre ellos. (Carrasco De La Cruz, 2021).

Las principales fuentes de contaminación hacia este ecosistema provienen de plantas industriales, desechos municipales y las actividades relacionadas con la explotación y extracción de recursos naturales como la agricultura y la ganadería. El problema de este tipo de fuentes de contaminación es que sus desechos están compuestos principalmente por nutrientes, metales, materia orgánica, microorganismos patógenos, productos químicos, entre otros (Escobar, 2002). Estos compuestos alteran las funciones ecológicas del ecosistema. Un ejemplo de las consecuencias que tiene uno de estos compuestos es el impacto que tienen los nutrientes, los cuales se ha demostrado que producen un incremento en la eutrofización de aguas costeras, la cual afecta la calidad del agua debido al agotamiento de oxígeno, lo que causa mortalidad de algunos organismos presentes en el medio (GEO México, 2004).

El problema más grande al que se enfrentan estos ecosistemas es la falta de ordenamientos ecológicos que permitan el uso, manejo y aprovechamiento adecuado, lo que resulta en problemas de contaminación, alteración y degradación.

### **2.2.2. Metales en Ecosistemas Costeros**

Los metales y metaloides pueden definirse como cualquier elemento que posee una densidad de entre 3.5 y 7 g/cm<sup>3</sup> (Akindele *et al.*, 2020). A diferencia de otros agentes contaminantes, los metales se encuentran de forma natural en la corteza terrestre en forma de minerales, sales y otros compuestos. Sin embargo, su presencia en el ecosistema costero ha experimentado un incremento debido a las actividades humanas (Pineda y Rodríguez, 2015). Aunque la contaminación por

metales y metaloides en estos ecosistemas puede pasar desapercibida en comparación con otros tipos de contaminación, sus impactos en los ecosistemas marinos y los seres humanos son significativos. La cantidad de estos elementos presentes difiere entre las distintas especies de organismos y está influenciada por factores como la edad, la etapa de desarrollo y otros aspectos fisiológicos (Khayatzadeh y Abbasi, 2011).

Los sedimentos de estos ecosistemas albergan diversos factores físicos y químicos, entre los que destacan el pH y la materia orgánica. Estos elementos desempeñan un papel crucial en la disolución, precipitación y solubilidad de metales y metaloides presentes en el entorno. Por lo que, dentro del ecosistema costero, el sedimento es considerado como el reservorio final de tales elementos debido a que la mayoría de estos son capaces de ser absorbidos en alguna de sus fases minerales. A pesar de la preocupación que puede generar la presencia de metales, también son indispensables para que algunos organismos acuáticos crezcan, evolucionen y cumplan sus funciones en el ecosistema (Ahmed *et al.*, 2018). En el cuadro 2 se muestran algunos de los efectos que los metales pueden tener en los organismos por exposición.

**Cuadro 2.** Efectos de algunos metales en organismos por exposición<sup>1</sup>.

<b>Elemento</b>	<b>Efectos en organismos por exposición</b>
Plomo	Inhibición fotosintética
Cobre	Inhibición de sistema reproductivo
	Disminución de actividad enzimática
Zinc	Inhibición de sistema nervioso central
	Inhibición de sistema reproductivo
Hierro	Alteraciones en osmorregulación
	Daño en huevos y embriones
	Daño en branquias

<sup>1</sup>Fuente: (Paéz-Osuna, 2005; Jezierska *et al.*, 2009; Hodson, 2010; Zhang *et al.*, 2010; Majid y Ghotbi, 2012; Santos-Jallath *et al.*, 2012; Sánchez-Duarte *et al.*, 2017; Vajargah, 2021).

2.2.2.1. Clasificación de metales y metaloides. Se pueden clasificar de distintas formas, pero la más común es como esenciales y no esenciales, la cual se agrupa según su función en los sistemas biológicos. Los elementos esenciales son aquellos que desempeñan una función específica e importante en un organismo y están presente en niveles por debajo del límite necesario, entre los que se encuentran el zinc, cobre, manganeso, magnesio, hierro, níquel y selenio (Tchounwou *et al.*,

2012). Por otro lado, elementos no esenciales son aquellos que no poseen una función biológica específica o su función es desconocida, pero por lo general este tipo de elementos son muy tóxicos incluso a niveles muy bajos, por lo que su presencia puede ser una señal de alerta (Koller y Saleh, 2018). Algunos de los elementos considerados como no esenciales se encuentra el cadmio, mercurio, arsénico, plomo, titanio, berilio y galio (Tchounwou *et al.*, 2012).

2.2.2.2. Toxicidad de Metales y Metaloides. El efecto tóxico se refiere a la propiedad química de alterar la supervivencia, crecimiento y reproducción de un organismo (Ali *et al.*, 2019). Estos efectos están influenciados tanto por factores fisicoquímicos, como la salinidad, pH y dureza, como por factores biológicos, como las condiciones propias de cada organismo (Botello *et al.*, 2004). Es decir, tanto las características del elemento químico en cuestión como las particularidades del organismo determinan el posible efecto tóxico.

Los efectos tóxicos pueden ser desde nivel molecular hasta nivel comunidad, y pueden clasificarse con base al tiempo de exposición al elemento tóxico (Tchounwou *et al.*, 2012) como:

- Crónicos. Aquellos con una duración de entre el 10% y 100% del tiempo de vida del organismo.
- Subcrónicos. Son aquellos que tienen una duración menor al 10% de la vida del organismo.
- Agudos. Exposición aproximada de un día o menos, también en casos en los que ocurre en un solo evento, pero con concentraciones muy altas.

### 2.3. Acumulación y Movilidad de Metales en el Sedimento

Los metales y metaloides son poco solubles en agua, por lo que las partículas suspendidas finalmente se asientan como sedimentos, por lo que se les considera como el depósito final de estos elementos (Algül y Beyhan, 2020). En el sedimento pueden ocurrir procesos de transformación de algunos metales y metaloides debido a condiciones reductoras y anaerobias que dan origen a especies químicas orgánicas que en muchos casos resultan ser más tóxicas que en su forma inorgánica (Sánchez-Duarte y Jara-Marini, 2017).

La movilidad de estos elementos se ve influenciada por cambios en las condiciones ambientales, tales como el pH, tamaño de partícula, salinidad, potencial redox, temperatura y materia orgánica. El conocer cómo se distribuyen los metales en el sedimento nos permite determinar su disponibilidad dentro del sistema marino, ya que su presencia representa un importante reservorio de metales puede retornar nuevamente a la columna de agua por medio de procesos de difusión, actividad de organismos bentónicos y resuspensión (Calderón y Valdés, 2012).

### **2.3.1. Sedimento como Reservorio de Contaminantes**

El sedimento se forma del depósito de partículas de material rocoso, minerales, metales y metaloides materia orgánica, entre otros. Este desempeña una función crucial en el transporte de nutrientes, metales y otros agentes contaminantes hacia los sistemas hidrológicos, los cuales finalmente serán depositados en los mares y océanos (León-García *et al.*, 2018).

Una vez que los metales llegan al mar en su fase acuosa finalmente son depositados en el sedimento a través de mecanismos físicos, químicos y biológicos, su distribución y acumulación se ve influenciada por distintos factores complejos como la composición, estructura, tamaño de grano y las condiciones hidrodinámicas (Watts *et al.*, 2017), por lo que solo una parte de ellos se mantiene disuelta en el agua y el resto se encuentra en el sedimento.

Dado que los sedimentos se consideran el destino final de los metales y metaloides, es crucial obtener información sobre su concentración para comprender el impacto de las actividades humanas en los ecosistemas acuáticos.

### **2.3.2. Factores de Enriquecimiento**

Las propiedades texturales del sedimento brindan información sobre el reparto de los metales y metaloides, siendo la mayoría de los elementos (>95% de la cantidad total) asociados a sedimentos de menor tamaño (<62.5  $\mu\text{m}$ ). Esto se debe a que este tipo de sedimento posee una mayor área de

reacción, lo que establece una relación entre el tamaño de las partículas y la concentración de metales (Sánchez-Duarte y Jara-Marini, 2017).

El factor de enriquecimiento es una herramienta utilizada para evaluar la contaminación por metales y metaloides en el sedimento, en donde el tamaño del grano y la procedencia del elemento son factores importantes que controlan la deposición de estos en el sistema acuático.

Este método estandariza la concentración de los metales en relación con metales de referencia, los cuales son utilizados debido a que su concentración no ha variado con el tiempo a pesar de las actividades antropogénicas; los elementos comúnmente utilizados son aluminio, hierro, manganeso, zinc, estaño y titanio (Li *et al.*, 2021), sin embargo, esos elementos pueden cambiar según las características mineralógicas del sitio.

El factor de enriquecimiento es una metodología para calcular la cantidad adicional de un elemento, con respecto a su cantidad promedio en la corteza terrestre, utilizando como referencia la fórmula propuesta por Grant y Middleton (1990):

$$FE = \frac{[X]_{muestra}}{[EN]_{muestra}} / \frac{[X]_{base}}{[EN]_{base}} \quad (1)$$

$[X]_{muestra}$  es la cantidad del metal de estudio en la muestra;  $[EN]_{muestra}$  es la cantidad del elemento normalizador (Al, Fe, Li o Rb, entre otros) en la muestra de interés,  $[X]_{base}$  es la concentración del metal de estudio en la muestra de referencia (corteza terrestre o nivel basal en el área de estudio) y  $[EN]_{base}$  es la cantidad del elemento normalizador en la muestra de referencia (corteza terrestre o nivel basal en el área de estudio).

### 2.3.3. Biodisponibilidad en Sedimentos

La biodisponibilidad es la fracción del metal y metaloide total que puede ser absorbido por un organismo, el cual estaría disponible para llevar a cabo una acción y producir un efecto en el organismo receptor (Gaete *et al.*, 2007).

La movilidad de los metales y metaloides en el sedimento está controlada principalmente por condiciones ambientales y el tamaño del grano (Kartal *et al.*, 2006; Ali *et al.*, 2018), debido a esto, conocer la forma geoquímica de estos elementos en el sedimento nos permite predecir la movilidad y biodisponibilidad de estos para el posterior desarrollo de estrategias de control de contaminación. El Buró de Referencias de la Comunidad Europea (BCR) es un método ampliamente utilizado para evaluar la capacidad de los metales y metaloides para movilizarse, y estar disponibles para los organismos vivos y producir la toxicidad. En éste se obtienen cuatro fracciones operacionalmente definidas como intercambiable, reducible, oxidable y residual, definen el grado de biodisponibilidad. Estas fracciones se definen como (Kartal *et al.*, 2006; Anju y Banerjee, 2010):

1. Fracción intercambiable: Esta fase implica la presencia de metales que se adhieren débilmente a las superficies sólidas del suelo, como arcillas, óxidos de hierro y manganeso, así como materia orgánica. Esta fracción posee una alta capacidad de ser absorbida por los organismos y su liberación al entorno podría ocurrir si el medio se acidifica, lo que la convierte en la fracción más peligrosa para el ambiente. (Anju *et al.*, 2010)

2. Fracción reducible: Extrae a los elementos asociados principalmente a óxidos e hidróxidos de Fe y Mn, debido a que la unión de este tipo de minerales es inestable suelen liberarse nuevamente al ambiente si se someten a condiciones reductoras; en términos de disponibilidad, esta fracción se coloca en el segundo lugar.

3. Fracción oxidable: Involucra a aquellos elementos asociados a materia orgánica, los cuales podrían liberarse bajo a condiciones oxidativas y reductoras.

4. Fracción residual: A pesar de no representar un grado de biodisponibilidad, esta fracción proporciona información sobre los elementos que no se extrajeron en las fracciones anteriores debido a su fuerte asociación con estructuras cristalinas de los minerales que dificultan su extracción.

### **3. HIPOTESIS**

La concentración de metales en el sedimento superficial será más alta en la primera laguna y menor en la cuarta laguna y zona costera debido a la dinámica de funcionamiento de la laguna de estabilización. En general, la concentración de metales biodisponibles en sedimentos tendrá variaciones estacionales debido al cambio en las condiciones fisicoquímicas de las lagunas, siendo mayores en la época fría por la menor actividad microbiana. Además, las concentraciones de metales serán más altos a los establecidos en los lineamientos internacionales sobre la calidad de los sedimentos (TEL, PEL, ERL, ERM), lo que se relacionará con el inadecuado sistema de tratamiento.

## **4. OBJETIVO**

### 4.1. Objetivo general

Determinar las concentraciones biodisponibles de metales (cobre, hierro, manganeso, mercurio, plomo y zinc) en sedimentos superficiales de la laguna de estabilización “La Salada” y zona costera en épocas contrastantes del año.

### 4.2. Objetivos específicos

1. Estimar las concentraciones biodisponibles de metales y su comportamiento estacional en las fracciones geoquímicas de los sedimentos superficiales.
2. Determinar los factores de enriquecimiento y su comportamiento estacional en los sedimentos superficiales.
3. Determinar la concentración de metales en el tejido de organismos intermareales de la zona.
4. Determinar la concentración de metales en agua superficial de lagunas y zona costera.

## 5. MATERIALES Y MÉTODOS

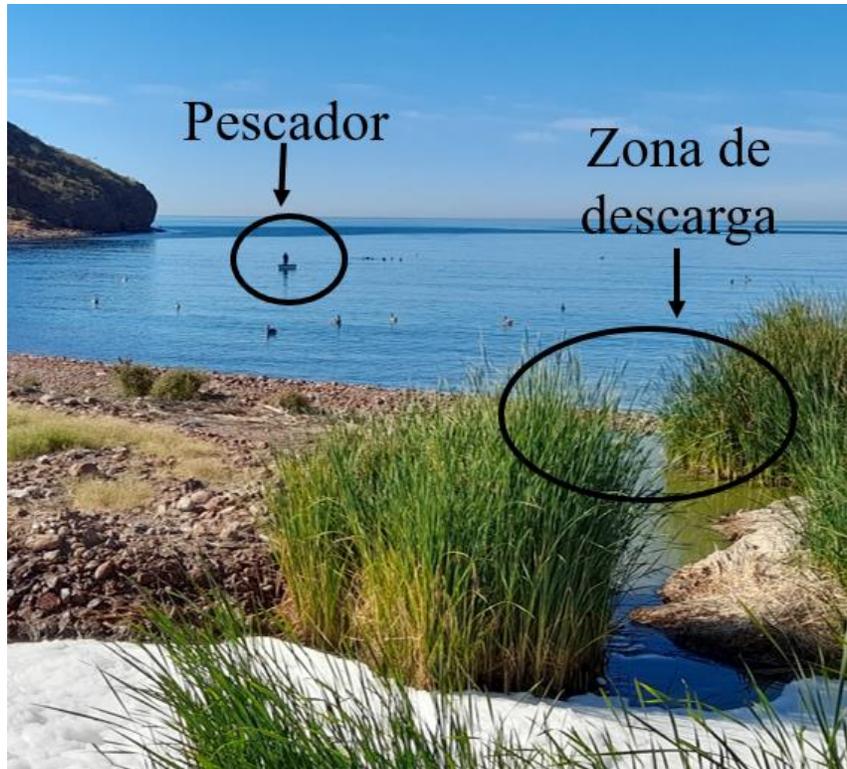
### 5.1. Área de Estudio

El municipio de Guaymas representa el 4.4% de la superficie del estado de Sonora, en donde según el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) para el año 2020 el municipio contaba con 156 863 habitantes.

La ciudad de Guaymas cuenta con un sistema de tratamiento de aguas residuales compuesto de lagunas de estabilización, las cuales tienen vertimientos directamente hacia aguas costeras (Figura 1); se localizan al suroeste de la ciudad con coordenadas  $27^{\circ}52'43.55''$  latitud norte y  $110^{\circ}55'41.76''$  latitud oeste. Este sistema de tratamiento está compuesto por cuatro lagunas separadas entre sí por un bordo de tierra, interconectadas por tres compuertas cada una (Figura 1). Es importante mencionar que esta laguna se encuentra rodeada por distintas actividades antropogénicas, como la presencia de un campamento pesquero a escasos metros de ella (Figura 2), los cuales pescan todo el año cerca de la zona de descarga de desechos (Figura 3)



**Figura 1.** Sitios de muestreo ubicados al suroeste de la ciudad de Guaymas, Sonora, México



**Figura 2.** Pescador cerca de la zona de descarga de aguas residuales.



**Figura 3.** Campamento pesquero cercano a la laguna de estabilización “La Salada” y zona de descarga.

## 5.2. Recolección de Muestras

Se realizaron tres muestreos de sedimento superficial, agua y organismos, en épocas contrastantes del año: febrero de 2022 (frías secas), mayo de 2022 (cálidas secas) y septiembre de 2022 (cálidas lluviosas). Las muestras de sedimento superficial se colectaron a una profundidad variada en los 7 sitios seleccionados utilizando una draga Van Veen de acero inoxidable (Figura 4 y 5) y una charola de plástico; posteriormente las muestras se colocaron en bolsas de plástico previamente etiquetadas. Las muestras de agua se colectaron en cada una de las lagunas y en la zona costera directa a la zona de descarga de la laguna de estabilización, se colocaron en recipientes previamente etiquetados y se tomaron mediciones *in situ*. Además, se recolectaron muestras de organismos intermareales en zona costera (Figura 6). Todas las muestras fueron guardadas en una hielera para su transporte al laboratorio y posterior procedimiento y análisis.



**Figura 4.** Toma de muestra de sedimento en laguna de estabilización “La Salada” (mayo de 2022).



**Figura 5.** Toma de muestra de sedimento con draga Van Veen en Zona Costera (septiembre 2022).



**Figura 6.** Muestreo de organismos intermareales (septiembre de 2022).

### 5.3. Procesamiento de las Muestras de Agua

#### 5.3.1. Monitoreo de Parámetros Físicoquímicos

La medición de parámetros físicoquímicos de las muestras de agua se realizó *in situ*, utilizando una sonda multiparamétrica YSI 556 MPS, con la cual se monitoreó la temperatura, sólidos disueltos totales (SDT), salinidad, oxígeno disuelto (OD) ( $\text{mg L}^{-1}$  y %) y potencial de óxido reducción (ORP).

El pH fue medido en el Laboratorio de Ciencias Ambientales (LCA) utilizando el potenciómetro Thermo Scientific™ Orion™ Star A211 (Figura 7), donde se homogeneizaron las muestras invirtiendo la botella de agua a  $180^\circ$  por lo menos 8 veces antes de tomar la cantidad de agua para analizar.



**Figura 7.** Potenciómetro Thermo Scientific™ Orion™ Star A211 utilizado para medir el pH en las muestras de agua.

### 5.3.2. Digestión de Muestras

Se agregaron 45 mL de cada muestra y 5 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado a un vaso de digestión. Para el control de calidad, se incluyó un duplicado de una de las muestras al azar y un blanco (45 mL de agua destilada y 5 mL de ácido nítrico concentrado), finalmente las muestras se montaron en el carrusel para la digestión en el horno de microondas CEM Corporation modelo MARS X (Figura 8).



**Figura 8.** Horno de microondas CEM Corporation modelo MARS X.

Posterior a la digestión, se desmontaron los vasos del carrusel aflojando cuidadosamente los tapones de seguridad para liberar la presión; el contenido de cada vaso se vació en un vial de 50 mL rotulado con el número de control del LCA para su identificación. Las muestras digeridas se almacenaron a temperatura ambiente para su análisis.

### 5.3.3. Análisis de Muestras

Para conocer la concentración ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los distintos metales se utilizó voltamperometría de redisolución anódica, la cual es una técnica electroquímica de alta sensibilidad para la determinación de metales aún en bajas concentraciones. En esta técnica el analito se deposita electrolíticamente sobre el electrodo de mercurio, en donde al aplicarle un potencial constante más negativo que el de la especie de interés, queda reducida y acumulada en el electrodo. Posteriormente ocurre un barrido de potencial positivo al electrodo originándose la redisolución en forma oxidada, que provoca una corriente anódica que se registra en forma de gráfica (Wang, 2006).

Para la determinación de Cu, Pb y Zn se utilizó la metodología 113/2e de Application Bulletin Metrohm, en la cual se añadió buffer amonio acetato (la cantidad dependió de la concentración en las muestras) y parte de la muestra digerida en un recipiente de titulación en donde se corrió el análisis. Para la determinación de Hg se utilizó la metodología 96/5e Application Bulletin, en la cual se cambia el electrodo de gota de mercurio por uno de oro, en donde se realizó el acondicionamiento previo al análisis colocando una solución de agua destilada y  $\text{HClO}_4$ .

## 5.4. Procesamiento de Muestras de Sedimento

Previo al procesamiento, las muestras fueron secadas a  $55^\circ\text{C}$  en una estufa durante 24 horas y posteriormente se colocaron en bolsas plásticas previamente etiquetadas.

### 5.4.1. Extracción Secuencial de Metales

Se utilizó el método de extracción del Buró de Referencias de la Comunidad Europea (BCR) con la modificación propuesta por Kartal *et al.* (2006), en la cual se realizó una secuencia de extracción,

en la cual se tomó 1 gr de muestra y un duplicado de cada una de ellas (Figura 9):

1. Fracción intercambiable: Se pesaron  $1.00 \text{ g} \pm 0.003 \text{ g}$  de sedimento seco y se añadieron 40 mL de una solución de ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) 0.11 M, la cual se agitó mecánicamente por 16 horas a temperatura ambiente y finalmente se centrifugó durante 20 minutos. El sobrenadante se transfirió a un recipiente previamente etiquetado y el residuo se utilizó para la siguiente etapa de extracción secuencial.
2. Fracción reducible: Al residuo de la fracción anterior se le agregaron 40 mL de cloruro de hidroxilamina ( $\text{H}_3\text{NO.HCl}$ ) y se agitó mecánicamente por 16 horas a temperatura ambiente. Posteriormente se centrifugó durante 20 minutos; lo obtenido se transfirió a un recipiente previamente etiquetado y el residuo se utilizó en la siguiente etapa de extracción secuencial.
3. Fracción oxidable: Se añadieron 10 mL de peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) al residuo de la etapa anterior y se agitó mecánicamente durante una hora a temperatura ambiente, posteriormente se añadieron 30 mL de acetato de amonio ( $\text{C}_2\text{H}_7\text{NO}_2$ ) 1 M, y se dejó agitando mecánicamente durante 16 horas. Finalmente se centrifugó durante 20 minutos. El sobrenadante se separó y el residuo se utilizó en la siguiente etapa de extracción.
4. Fracción residual. El residuo de la fracción oxidable se vertió en vasos digestores y se agregaron 7.5 ml de ácido clorhídrico ( $\text{HCl}$ ) y 2.5 ml de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ), y se dejó reposar el resto del día. Al día siguiente se colocó una cubierta de aluminio a la base de cada tubo digestor para calentarse durante 4 horas a  $110^\circ \text{ C}$ .

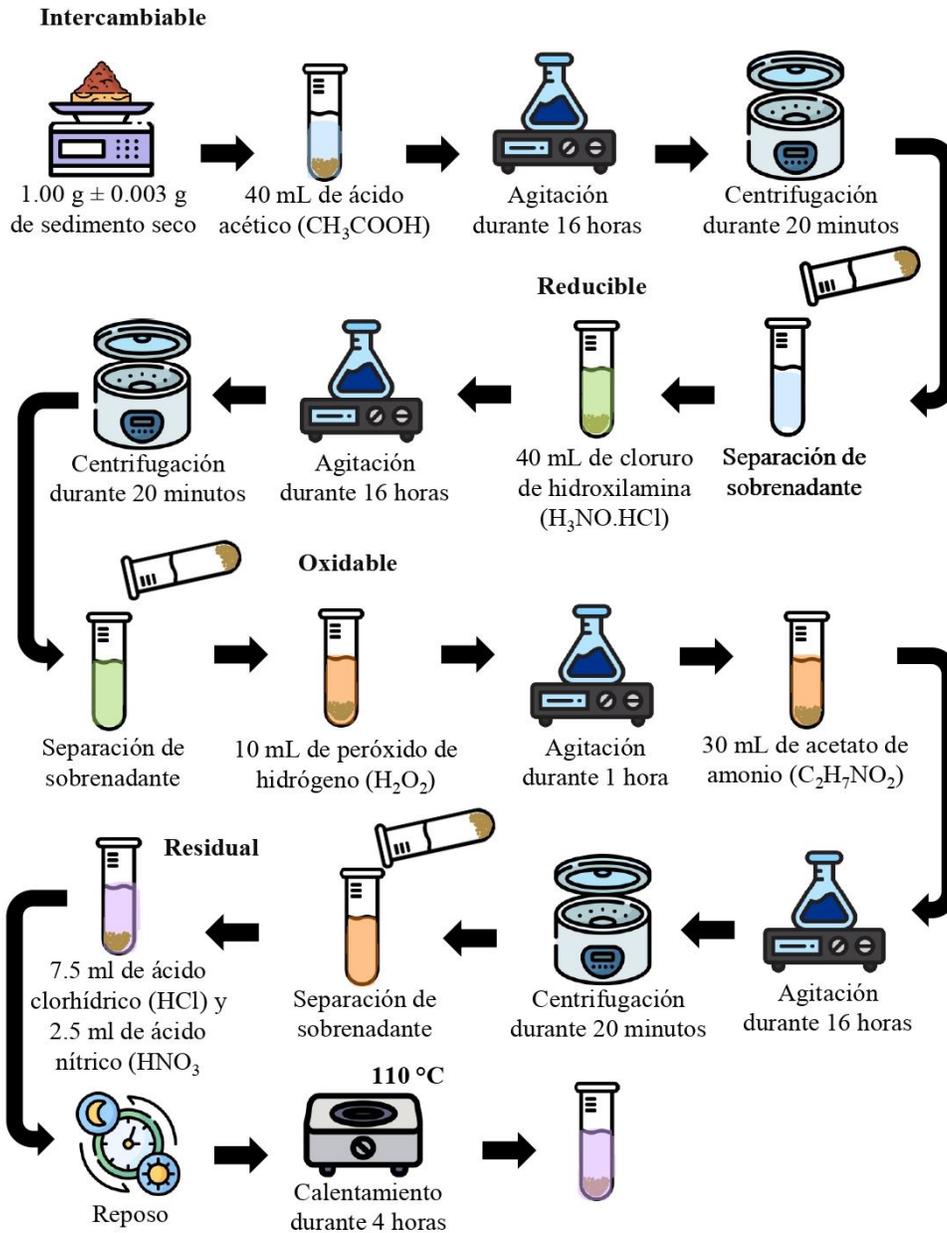


Figura 9. Método de extracción del Buró de Referencias de la Comunidad Europea (BCR) con la modificación propuesta por Kartal *et al.*, (2006).

#### 5.4.2. Determinación de Parámetros Físicoquímicos de Sedimentos

Se tamizaron las muestras de sedimento seco con un tamiz #10 de 2 milímetros previo al monitoreo de los parámetros físicoquímicos.

5.4.2.1. Textura. Se utilizó el método de Bouyoucos, en el cual se tomaron 60 g de sedimento, se añadieron 40 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 30%, y se dejó en evaporación durante 1-2 días para eliminar la materia orgánica. Una vez con la muestra seca, se tomaron 50 g del sedimento, se agregaron 10 ml de solución estabilizadora y 150 mL de H<sub>2</sub>O; para homogeneizar la mezcla se agitó durante un minuto manual y posteriormente se agitó con la ayuda de un agitador magnético durante 10 minutos. Pasado el tiempo, se vació la mezcla en la probeta de Bouyoucos y se añadió H<sub>2</sub>O hasta llenar la probeta a 1120 mL. Una vez agregada el H<sub>2</sub>O se agitó durante un minuto para finalmente introducir el hidrómetro en la probeta, tomar la temperatura y dejar reposar durante dos horas. Pasadas las dos horas, se introdujo nuevamente el hidrómetro y se tomó la temperatura.

5.4.2.2. pH. Se colocaron 10 g de muestra de sedimento en un vaso de precipitado (50-100 mL) y se le agregaron 20 mL de H<sub>2</sub>O desionizada, posteriormente se dejó en agitación durante 20 minutos en un agitador magnético. Una vez con la muestra agitada se introdujo el electrodo del potenciómetro Thermo Scientific™ Orion™ Star A211, y se esperó a que se estabilizara la lectura para tomar el pH.

5.4.2.3. Materia Orgánica. El contenido de materia orgánica en sedimento superficial se determinó por el método de pérdida por ignición en el Laboratorio de Físicoquímica de la Coordinación Guaymas, en el cual se registró el peso del crisol (WC) previo al agregar la muestra de sedimento. Posteriormente se pesaron 5-10 g de muestra y se dejaron durante dos horas en la estufa Thelco ® Laboratory Oven Precision Scientific Modelo 160 DM a 105 °C, una vez pasadas las dos horas las muestras se dejaron enfriar a temperatura ambiente dentro del desecador por mínimo una hora y se volvieron a pesar (WD). Después se incineraron en un horno de mufla Thermo Scientific™ Lindberg/Blue M modelo Box Furnace durante dos horas a 360 °C y se dejaron enfriar a temperatura ambiente dentro del desecador. Una vez con las muestras frías, se tomó el peso final de las muestras (WF). Todo el procedimiento se repitió por triplicado.

Para el cálculo del porcentaje de materia orgánica se utilizó la fórmula Holstege y colaboradores (2010):

$$\%MOS = \frac{WD-WF}{WD-WC} \times 100 \quad (2)$$

WD es el peso inicial (g) del crisol con muestra después de la estufa; WF es el peso final (g) del crisol con muestra después de mufla, y WC es el peso del crisol solo.

### 5.4.3. Cuantificación de Concentración de Metales Biodisponibles

La concentración biodisponible de los metales se cuantificó utilizando las soluciones resultantes de las fases de extracción secuencial en el Laboratorio de Ecotoxicología de CIAD Hermosillo, en donde se empleó Espectrofotometría de Absorción Atómica por flama Varían modelo SpectrAA 240FS (Figura 10).



Figura 10. Espectrofotómetro de Absorción Atómica por flama Varían modelo Spectr AA 240FS utilizado para la cuantificación de la concentración biodisponible de los metales.

#### 5.4.4. Determinación de Factores de Enriquecimiento

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

$$FE = \frac{[X]_{muestra}}{[EN]_{muestra}} / \frac{[X]_{base}}{[EN]_{base}} \quad (2)$$

$[X]_{muestra}$ , es la cantidad del metal de estudio en la muestra de interés;  $[EN]_{muestra}$ , es la concentración del elemento normalizador (Al, Fe, Li o Rb, entre otros) en la muestra de interés;  $[X]_{base}$ , es la concentración del metal de estudio en la muestra de referencia (corteza terrestre o nivel basal en el área de estudio) y  $[EN]_{base}$ , es la cantidad del elemento normalizador en la muestra de referencia (corteza terrestre o nivel basal en el área de estudio).

### 5.5. Procesamiento de Muestras de Organismos Intermareales

#### 5.5.1. Identificación de Organismos

Los organismos (Figuras 11, 12 y 13) se identificaron de acuerdo con los criterios de invertebrados intermareales comunes del Golfo de California de Brusca (1980), posteriormente se utilizó la página de internet de [naturalista.com](http://naturalista.com) para corroborar la presencia de dichos organismos en la zona de muestreo.



Figura 11. Organismo perteneciente al *Infraorden brachyura (I)*



Figura 12. Organismo perteneciente al *Infraorden brachyura (II)*



Figura 13. Organismo perteneciente al género *Petrolisthes*.

### 5.5.2. Digestión de Muestras

Se pesaron  $1.00 \pm 0.001$  g de muestra de tejido húmedo en el vaso digestor. Para garantizar el control de calidad, se incluyó un duplicado de una muestra seleccionada al azar en cada proceso de digestión y se utilizó un blanco que consistió en 5 mL de ácido nítrico al 50% para la primera digestión y 3 mL de peróxido para la segunda digestión. Luego, se añadieron 5 mL de ácido nítrico al 50% v/v a cada vaso digestor y se procedió a montarlos en el carrusel destinado para la digestión en el horno de microondas, modelo MARS X de CEM Corporation. Como material de referencia se empleó PACS.

### 5.5.3. Análisis de Muestras

Para conocer la concentración ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de los distintos metales se utilizó voltamperometría de redisolución anódica, en donde para determinar la concentración de Cu, Pb y Zn se utilizó la metodología 113/2e de Application Bulletin Metrohm, en la cual se añadió buffer amonio acetato

y parte de la muestra digerida en un recipiente de titulación en donde se corrió el análisis. Para la determinación de Hg se utilizó la metodología 96/5e Application Bulletin, en la cual se cambia el electrodo de gota de mercurio por uno de oro, en donde se realizó el acondicionamiento previo al análisis colocando una solución de agua destilada y ácido perclórico (HClO<sub>4</sub>).

## 5.6. Análisis de Datos

Se utilizó el programa estadístico JMP® 8 (SAS Institute Inc) para estimar las diferencias entre concentraciones biodisponibles y totales medidos en el sedimento superficial en los sitios de muestreo y las épocas contrastantes del año. Para determinar si los datos muestran distribución normal, se realizó un análisis de Shapiro-Wilk, debido a que los datos no presentaron una distribución normal se realizó el análisis de varianza con la prueba de Kruskal-Wallis, considerando un nivel de significancia de  $p < 0.05$  y una prueba post-hoc de Tukey HSD para medir diferencias significativas entre los sitios de muestreo y las épocas del año.

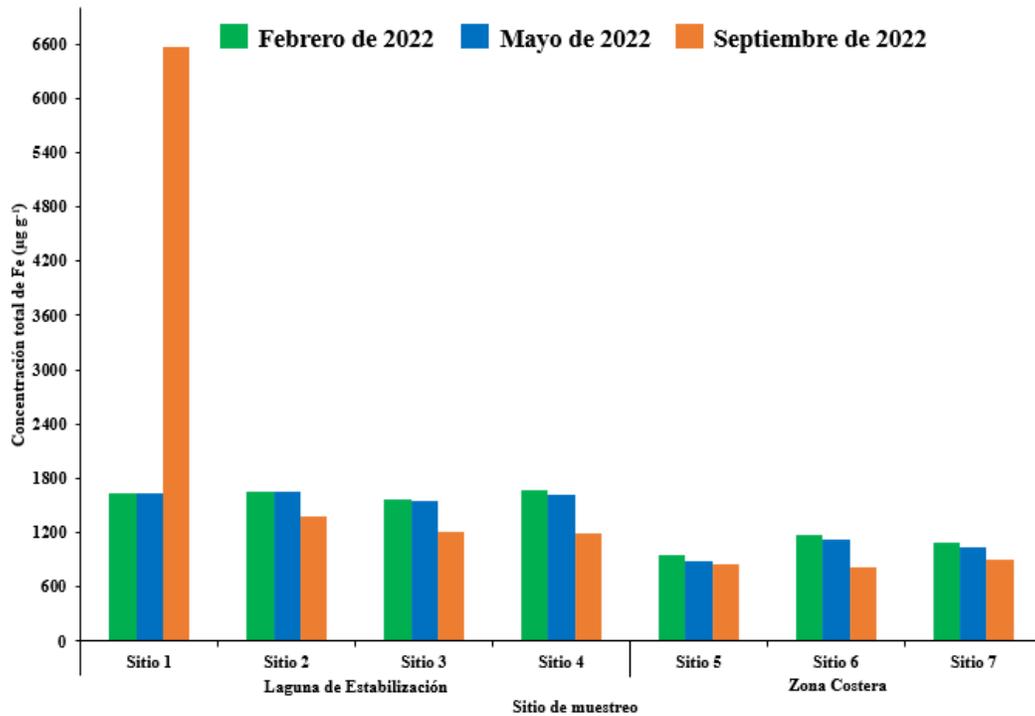
## 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 6.1. Concentración Total de Metales en Sedimentos Superficiales

Las concentraciones totales de Fe (Figura 14) reportaron variaciones espaciales y temporales, en donde la concentración total más alta se registró durante el muestreo de septiembre de 2022 en el sitio 1 ( $6,565.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Por otro lado, la concentración más baja se obtuvo en el sitio 6 del mismo muestreo ( $825.8 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

En un estudio realizado por Ščancar *et al.* (2000), reportaron concentraciones de metales en sedimentos de una planta de tratamiento que recibe residuos de origen urbano e industrial, principalmente de caldería, en el cual se reportaron concentraciones totales en un intervalo de  $17,050\text{-}34,450 \mu\text{g g}^{-1}$ . Las concentraciones encontradas en el presente estudio fueron menores a las reportadas en la planta de tratamiento de Eslovenia. Otro trabajo realizado en lodos de plantas de tratamiento industriales de Egipto (Lasheen y Ammar, 2009), el hierro presentó la concentración total más alta en comparación con los otros metales analizados ( $7,500\text{-}11,642 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Chanpiwat *et al.* (2010), estudiaron la concentración de metales en sedimentos de efluentes de distintas plantas de tratamiento de Bangkok, la cual recibe residuos principalmente de origen doméstico, en el cual reportaron un intervalo de  $27,418.41\text{-}42,857.12 \mu\text{g g}^{-1}$ .

A pesar de que las concentraciones de este metal fueron altas, debido a que no existen criterios de calidad de Fe en sedimentos no fue posible comparar nuestros resultados.



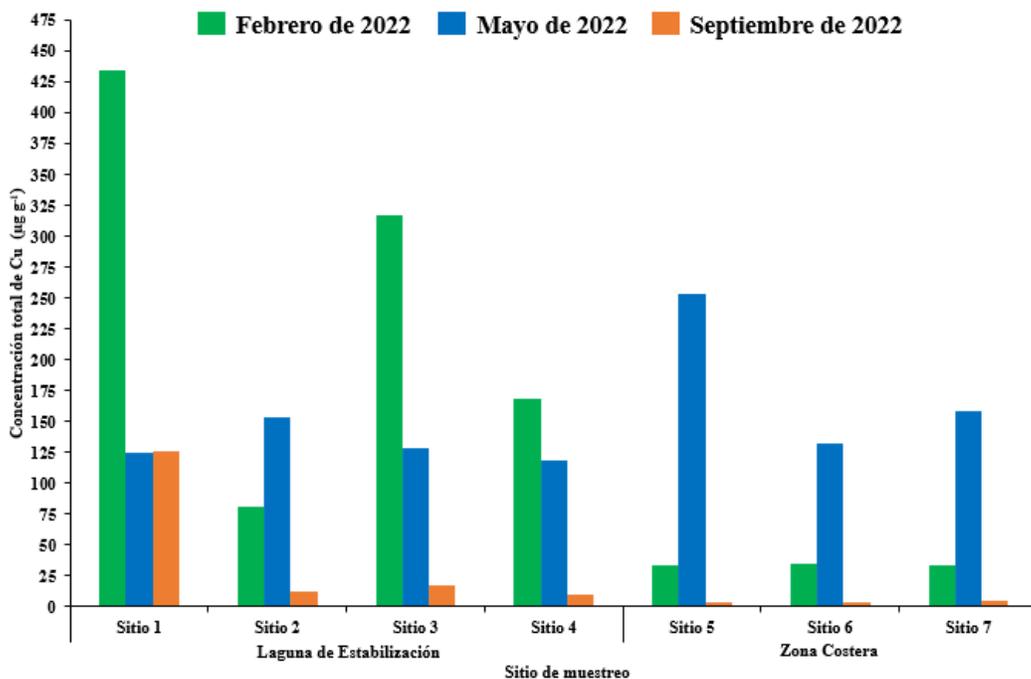
**Figura 14.** Concentraciones totales de Fe en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022.

En el caso de Cu (Figura 15), se observaron variaciones estacionales y temporales, con los valores mayores en los sitios 1 ( $434.8 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y 3 ( $317.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) durante el muestreo de febrero de 2022; mientras que las concentraciones menores fueron en los sitios 2-7 (intervalo  $3.59\text{-}13.06 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

Yang *et al.* (2017), investigaron los peligros que podrían tener los metales en sedimentos de distintas plantas de tratamiento en Nanchang, China; en el cual se registraron valores mayores a los obtenidos en los sitios muestreado tanto dentro como fuera de la laguna de estabilización, además, obtuvieron valores por debajo de los criterios establecidos en el estudio para la reutilización de dichos sedimentos para actividades agrícolas ( $1,500 \mu\text{g g}^{-1}$  en pH neutro o básico), sin embargo, no recomendaron su utilización debido a la posible acumulación de estos a largo plazo. Otro estudio realizado en China por Wang *et al.* (2005) reportaron concentraciones mayores a las de esta investigación ( $120.31\text{-}2,051.26 \mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimento de aguas residuales de origen doméstico, industriales y escorrentías, los cuales eran analizados para utilizarlos como posibles fertilizantes orgánicos debido al alto contenido de nutrientes, sin embargo, al superar las normas de descarga de contaminantes para plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (por sus siglas en inglés GB 18918-2002) no se podrían utilizar para la agricultura

En contraste, un estudio realizado en sedimentos de una planta de tratamiento de origen domestico sin influencia industrial reporto valores máximos para este elemento de  $197.6 \mu\text{g g}^{-1}$ , estando por debajo de los límites tomados en cuenta en el estudio (por sus siglas en ingles EU, TR y USEPA) (Yakameran y Aygün, 2021).

Birch (2018) reporta distintos criterios de calidad de sedimentos, en donde al contrastar nuestros resultados con estos lineamientos se observa que para el Nivel Umbral de Efecto (TEL por sus siglas en inglés) durante el muestreo de febrero y mayo de 2022 todos los sitios de muestreo obtuvieron niveles por encima de este, mientras que en el muestreo de septiembre de 2022 únicamente el sitio 1 superó este lineamiento. Por otro lado, para el Nivel de Efecto Probable (PEL por sus siglas en inglés), el muestreo de mayo de 2022 fue el que sobrepaso este nivel en todos los sitios muestreados, mientras que durante el muestreo de febrero de 2022 únicamente el sitio 1, 3 y 4 sobrepasaron el lineamiento. Para el caso del Intervalo de Efecto Bajo (ERL por sus siglas en inglés), durante el muestreo de febrero y mayo de 2022 todos los sitios de muestreo obtuvieron niveles por encima de éste, mientras que en el muestreo de septiembre de 2022 únicamente el sitio 1 superó este lineamiento. Finalmente, para el Intervalo de Efecto Medio (ERM) los sitios 1 y 3 del muestreo de 2022 superaron los criterios de calidad de sedimentos.

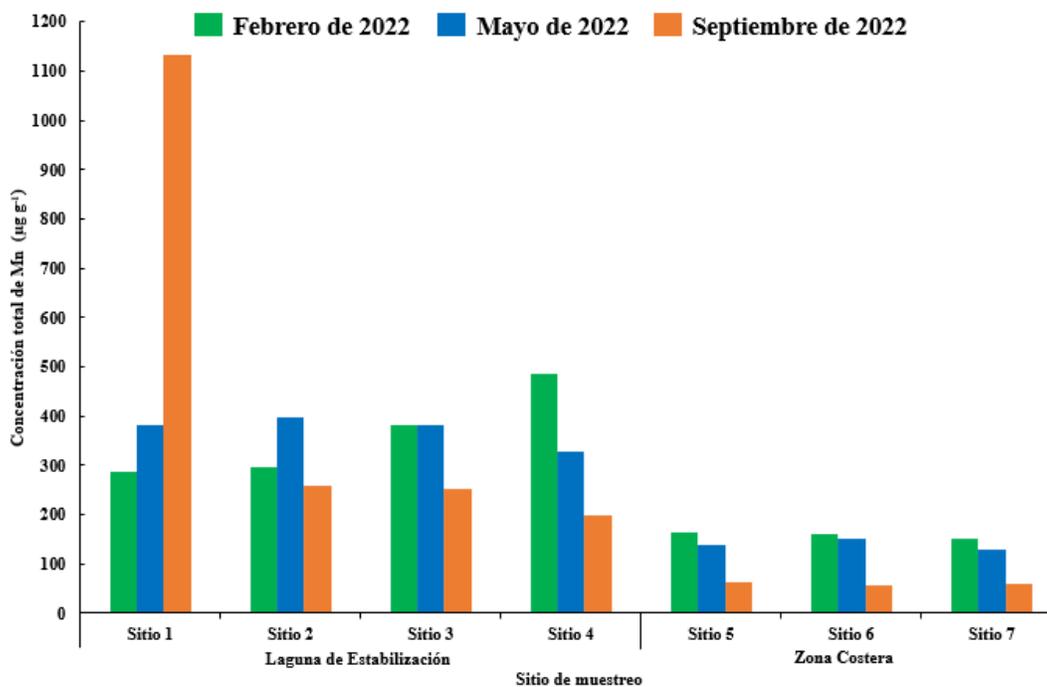


**Figura 15.** Concentraciones totales de Cu en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022.

Las concentraciones totales de Mn (Figura 16) presentaron variaciones estacionales y temporales, con el valor más alto en el sitio 1 ( $1,133.2 \mu\text{g g}^{-1}$ ) durante el muestreo de septiembre de 2022; por otro lado, los valores más bajos se registraron en los sitios 6 y 7 (intervalo  $56.6\text{-}62.0 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

Alvares *et al.* (2002), analizó el sedimento de distintas fases de tratamiento de aguas residuales provenientes de efluentes domésticos e industriales; en donde reportó valores similares en las distintas fases de tratamiento ( $88.9\text{-}362 \mu\text{g g}^{-1}$ ) a los obtenidos en este trabajo.

En cuanto a la comparación de la concentración total con criterios de calidad de Mn en sedimentos no fue posible comparar nuestros resultados, ya que no existen criterios.



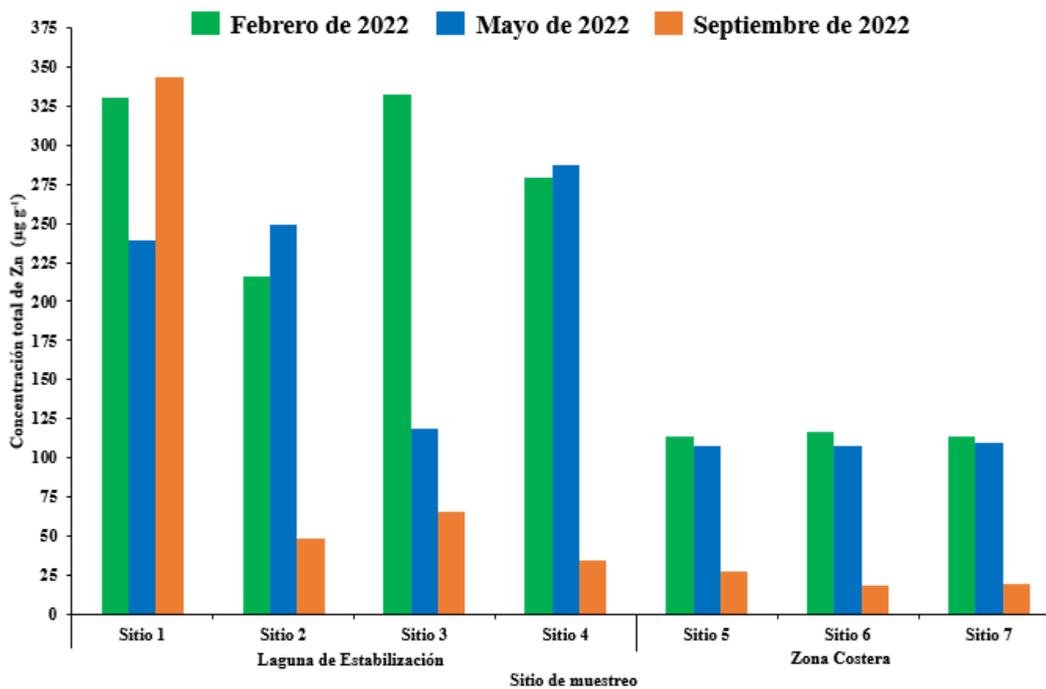
**Figura 16.** Concentraciones totales de Mn en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022.

En cuanto al Zn (Figura 17), presentaron variaciones espaciales y temporales, en donde el valor más alto se registró en el sitio 1 ( $343.2 \mu\text{g g}^{-1}$ ) del muestreo de septiembre de 2022. En contraste, las concentraciones más bajas se reportaron en los sitios 2-7 (intervalo  $19.2\text{-}48.7 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

Milik *et al.* (2017) evaluaron la presencia de distintos metales en lodos de aguas residuales en Polonia, en el cual reportaron concentraciones en un intervalo de  $282.94\text{-}353.61 \mu\text{g g}^{-1}$ . En otro

estudio sobre la concentración total de metales en lodos de distintas plantas de tratamiento de origen industrial y agrícola en Nanchang, China (Yang *et al.*, 2017), se obtuvieron valores más altos a los reportados en este trabajo ( $290.38-769 \mu\text{g g}^{-1}$ ), sin embargo, se observa que los sistemas de tratamiento que presentan concentraciones más altas son aquellos que tienen un funcionamiento similar al de las lagunas de estabilización.

Al comparar nuestros resultados con los reportados por Birch (2018), se observa que durante el muestreo de febrero y mayo de 2022 los sitios dentro de la laguna de estabilización superaron los Niveles Umbral de Efecto (TEL) e Intervalo de Efecto Bajo (ERL). Finalmente, para el Nivel de Efecto Probable (PEL), en el muestreo de febrero de 2022 los sitios 1, 3 y 4 sobrepasaron los niveles de estos criterios.



**Figura 17.** Concentraciones totales de Zn en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022.

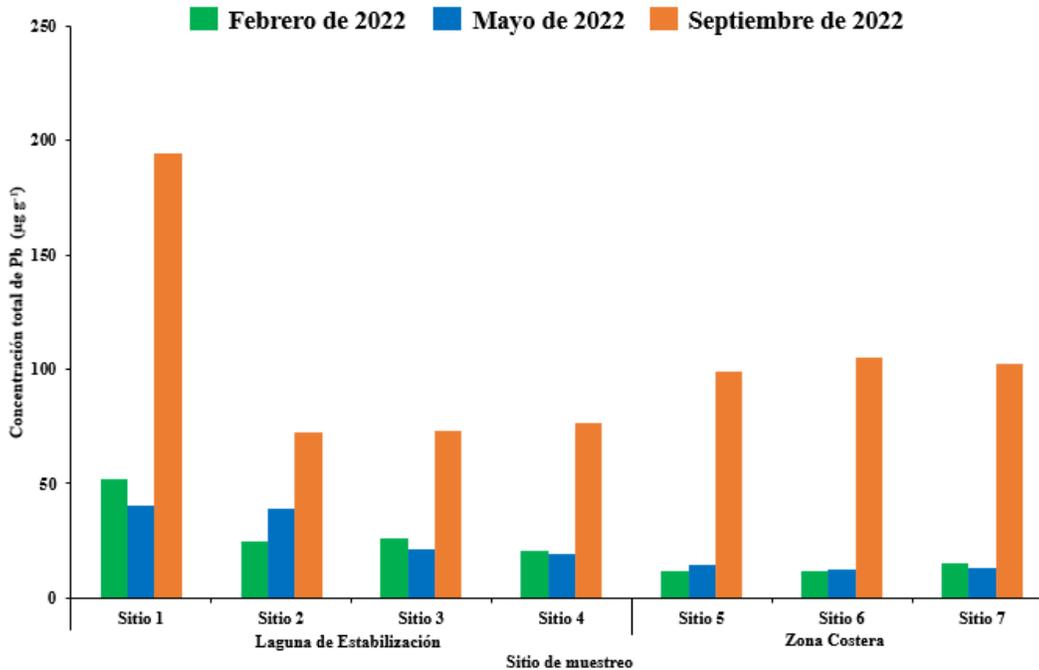
La concentración total de Pb (Figura 18) presentó variaciones espaciales con diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, en donde el muestreo de septiembre de 2022 reportó el valor más alto ( $193.9 \mu\text{g g}^{-1}$ ), mientras que los valores más bajos se reportaron en los sitios 5-7 (intervalo

11.5-15.3  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) durante los muestreos de febrero y mayo de 2022.

Debido al constante aumento en la generación de lodos por tratamiento de aguas residuales Zygmunt *et al.* (2018) estudiaron la concentración de Pb de distintas plantas de tratamiento para su posible utilización como fertilizante. Las concentraciones obtenidas de este estudio fueron menores (8-17.9  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) a las encontradas en el sedimento de la laguna de estabilización. Otro estudio realizado en sedimentos en distintas fases de tratamiento de aguas residuales (lodos activados, laguna de oxidación y biofiltros) de origen doméstico y agrícola en Sudáfrica reportó valores más bajos (intervalo 0.06-0.09  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) que los del presente trabajo (Agoro *et al.*, 2020)

Karvelas *et al.* (2003) estudiaron la presencia de metales en sedimentos de distintas etapas de tratamiento (por sus siglas en inglés PS, AS y FS) de aguas residuales en Grecia, la cual recibe residuos de origen municipal y de escorrentía urbana local. Entre la primera y segunda etapa de tratamiento se reportaron valores menores (16-28  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) a los encontrados en este trabajo, por otro lado, la tercera etapa de tratamiento registró concentraciones de hasta 330  $\mu\text{g g}^{-1}$ ; en donde explican que se debe a que durante la tercera etapa de tratamiento se produce una pérdida de peso debido a la descomposición de materia orgánica e inorgánica biodegradable.

Según los criterios de calidad de los sedimentos superficiales reportados por Birch (2018), las concentraciones totales de Pb en el muestreo de septiembre de 2022 estuvieron por encima de los Niveles Umbral de Efecto (TEL) e Intervalo de Efecto Bajo (ERL) en todos los sitios.

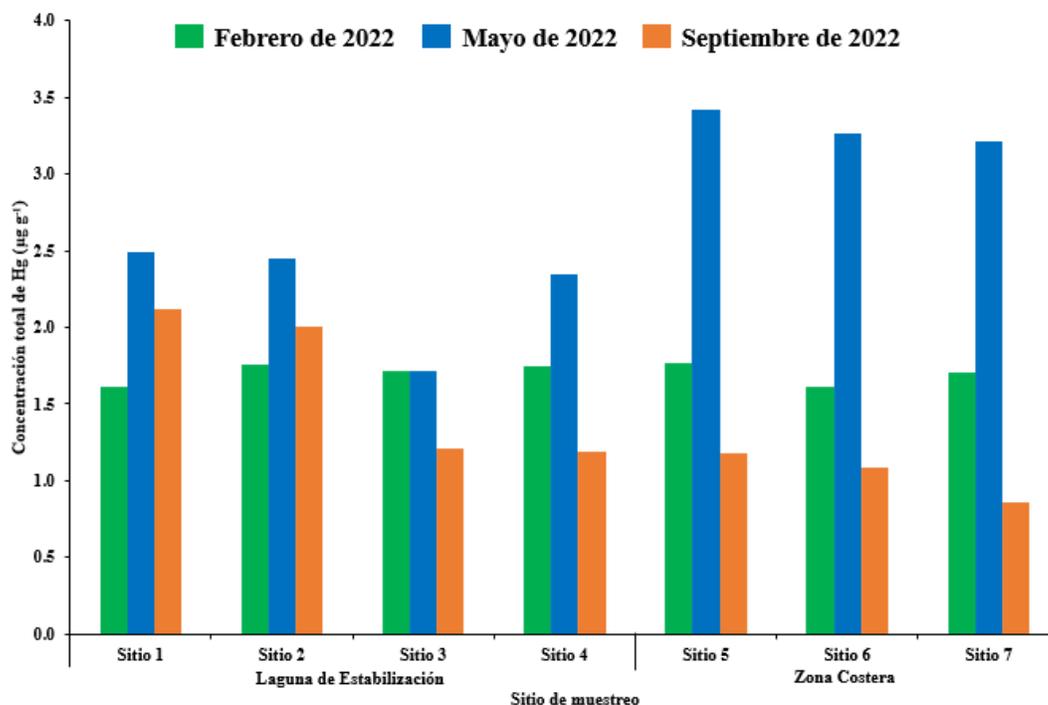


**Figura 18.** Concentraciones totales de Pb en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022.

Finalmente, para Hg (Figura 19) se presentaron variaciones espaciales con diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, siendo el muestreo de mayo de 2022 el que presentó las concentraciones más altas (intervalo  $3.2\text{-}3.4 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Por otro lado, la concentración más baja se reportó durante el muestreo de septiembre de 2022 ( $0.8 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

Un estudio realizado por Tytła (2019) en distintas fases de tratamiento de lodos de una planta de tratamiento de origen urbano, reportó concentraciones más bajas que las encontradas en este trabajo ( $1.10 \mu\text{g g}^{-1}$ ). En este trabajo se reveló que el papel que juega el procesamiento de los sedimentos en el tratamiento de aguas residuales es muy importante, en donde las fases que presentan procesos biológicos tienen un impacto significativo en la distribución de metales pesados, mientras que la etapa de digestión anaeróbica y deshidratación disminuyen la movilidad de los metales.

Finalmente, al comparar nuestros resultados con los lineamientos sobre la calidad de los sedimentos de Birch (2018), todos los muestreos y sitios reportaron valores más altos que los establecidos en estos criterios.



**Figura 19.** Concentraciones totales de Hg en sitios de muestreo durante los tres muestreos de 2022.

## 6.2. Concentraciones Biodisponibles de Metales en Sedimentos Superficiales

Para el Fe (Cuadro 3 y 4) en su fracción intercambiable en sedimentos superficiales, se determinaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales y temporales. En cuanto a los sitios de muestreo, el sitio con valores más altos fue el sitio 4 (intervalo  $91.3\text{-}219.6 \mu\text{g g}^{-1}$ ), por otro lado, a pesar de que el resto de los sitios reportaron concentraciones más bajas, el sitio 7 reportó la concentración más baja ( $15.3 \mu\text{g g}^{-1}$ ). En cuanto a las diferencias temporales, el muestreo de febrero de 2022 reportó mayores valores (intervalo  $50.9\text{-}206.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ), mientras que el muestreo de septiembre de 2022 registró los valores más bajos (intervalo  $15.1\text{-}63.6 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

En contraste, la fracción reducible presentó diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales, siendo el sitio 1 ( $2,802.8 \mu\text{g g}^{-1}$ ) el que registró valores más altos en comparación al resto de los sitios muestreados. Al igual que la fracción reducible, la fracción oxidable presentó diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales, donde de igual que en la fracción anterior el sitio 1 ( $2,859.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) obtuvo la concentración más alta. A pesar de que ambas fracciones no reportaron diferencias

significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, estas fracciones obtuvieron los valores más altos en los tres muestreos realizados, en donde las características del área de estudio favorecen a que ambas fracciones se encuentren en concentraciones más altas.

Finalmente, la fracción residual mostró tendencia a aumentar conforme las condiciones se volvían más cálidas, es decir, entre el muestreo realizado en febrero hasta el de septiembre de 2022. Aunado a lo anterior, se determinaron diferencias significativas temporales ( $p < 0.05$ ) siendo el muestreo de septiembre de 2022 el que mostró valores mayores (intervalo  $596.3-839.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y el resto de los muestreos los valores más bajos.

Jara-Marini *et al.* (2015) reportaron las fracciones biodisponibles de Fe en cuatro localidades del estado de Sonora (Puerto Peñasco, Caborca, Hermosillo y Guaymas) en donde de manera general el metal se comportó de distinta manera en cada una de las localidades. En Puerto Peñasco la fracción que reportó mayor concentración fue la residual ( $0.25-30 \mu\text{g g}^{-1}$ ), para Caborca la fracción ligada a carbonatos ( $4-140.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y Guaymas con las concentraciones más altas en las fracciones óxidos de Fe y Mn, y residual, siendo esta última la localidad que presentó mayor concentración en la fracción residual. Niveles altos en la fracción residual indican que este metal es estable, y que no puede disolverse bajo condiciones normales, es decir, no está disponible para ser absorbido por los organismos.

Las diferencias entre los estudios pueden estar relacionadas con la composición natural de los sedimentos, por otro lado, el tipo de actividades económicas que se realizan en el sitio es de gran importancia para la concentración de metales presentes en dicho lugar (Ghrefat *et al.* 2012; Jara-Marini *et al.*, 2015), ya que se menciona que los residuos depositados en estas localidades son principalmente de origen industrial, otro factor que hay que tomar en cuenta es el procedimiento que se siguió para la separación de los metales en las distintas fracciones.

Que la segunda fracción más alta de Fe se encuentre en forma reducible, puede influir en el potencial tóxico del resto de los metales, ya que los óxidos de Fe y Mn tienen alta afinidad con otros metales (Muñoz-Barbosa y Huerta-Díaz, 2013; Jara-Marini *et al.*, 2015). Esta fracción tiende a liberarse nuevamente a la columna de agua cuando ocurre una disminución del pH, sin embargo, durante los muestreos no se detectaron cambios importantes en el pH, lo que puede indicarnos que este se mantiene constante durante las distintas temporadas.

**Cuadro 3.** Concentraciones biodisponibles de Fe ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

<b>Febrero de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	51.3 <sup>b</sup>	50.9 <sup>b</sup>	61.2 <sup>b</sup>	206.5 <sup>a</sup>	80.8 <sup>b</sup>	80.4 <sup>b</sup>	77.2 <sup>b</sup>
Reducible	709.4 <sup>a</sup>	691.4 <sup>b</sup>	673.1 <sup>b</sup>	665.7 <sup>b</sup>	197.2 <sup>b</sup>	302.5 <sup>b</sup>	232.5 <sup>b</sup>
Oxidativa	686.0 <sup>a</sup>	727.5 <sup>b</sup>	662.5 <sup>b</sup>	637.9 <sup>b</sup>	490.1 <sup>b</sup>	604.2 <sup>b</sup>	593.8 <sup>b</sup>
Residual	182.0 <sup>a</sup>	183.7 <sup>a</sup>	175.6 <sup>a</sup>	168.9 <sup>a</sup>	184.1 <sup>a</sup>	187.1 <sup>a</sup>	183.8 <sup>a</sup>
<b>Mayo de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	48.7 <sup>b</sup>	50.7 <sup>b</sup>	54.9 <sup>b</sup>	219.6 <sup>a</sup>	59.8 <sup>b</sup>	41.4 <sup>b</sup>	32.8 <sup>b</sup>
Reducible	693.7 <sup>a</sup>	704.2 <sup>b</sup>	583.0 <sup>b</sup>	676.9 <sup>b</sup>	177.2 <sup>b</sup>	377.2 <sup>b</sup>	250.0 <sup>b</sup>
Oxidativa	719.6 <sup>a</sup>	715.0 <sup>b</sup>	730.3 <sup>b</sup>	560.8 <sup>b</sup>	458.2 <sup>b</sup>	522.4 <sup>b</sup>	565.9 <sup>b</sup>
Residual	183.3 <sup>a</sup>	183.1 <sup>a</sup>	188.7 <sup>a</sup>	156.1 <sup>a</sup>	184.9 <sup>a</sup>	184.3 <sup>a</sup>	183.0 <sup>a</sup>
<b>Septiembre de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	63.6 <sup>b</sup>	28.0 <sup>b</sup>	33.1 <sup>b</sup>	91.3 <sup>a</sup>	28.3 <sup>b</sup>	45.0 <sup>b</sup>	15.13 <sup>b</sup>
Reducible	2,802.8 <sup>a</sup>	509.9 <sup>b</sup>	361.8 <sup>b</sup>	276.1 <sup>b</sup>	68.6 <sup>b</sup>	78.0 <sup>b</sup>	77.3 <sup>b</sup>
Oxidativa	2,859.5 <sup>a</sup>	127.9 <sup>b</sup>	116.5 <sup>b</sup>	142.3 <sup>b</sup>	102.5 <sup>b</sup>	106.3 <sup>b</sup>	97.2 <sup>b</sup>
Residual	839.5 <sup>a</sup>	715.4 <sup>a</sup>	691.7 <sup>a</sup>	688.9 <sup>a</sup>	650.6 <sup>a</sup>	596.3 <sup>a</sup>	719.9 <sup>a</sup>

<sup>1</sup>Literales distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

**Cuadro 4.** Concentraciones biodisponibles promedio de Fe ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Muestreo</b>		
	<b>Febrero de 2022</b>	<b>Mayo de 2022</b>	<b>Septiembre de 2022</b>
Intercambiable	86.9 <sup>a</sup>	72.5 <sup>ab</sup>	43.5 <sup>b</sup>
Reducible	496.0 <sup>a</sup>	494.6 <sup>a</sup>	596.3 <sup>a</sup>
Oxidativa	628.91 <sup>a</sup>	610.3 <sup>a</sup>	507.4 <sup>a</sup>
Residual	180.7 <sup>b</sup>	180.5 <sup>b</sup>	700.3 <sup>a</sup>

<sup>1</sup>Literales distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

En el caso del Cu (Cuadro 5 y 6) en su forma intercambiable, se observaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, siendo el muestreo de mayo de 2022 el que presentó los valores más altos (intervalo 9.6-11.6  $\mu\text{g g}^{-1}$ ), por otro lado, el muestreo que reportó los valores más bajos en esta fracción fue septiembre de 2022 (intervalo 1.2-2.1  $\mu\text{g g}^{-1}$ ). Para la fracción reducible, se observó una tendencia a la disminución de la concentración conforme las épocas se volvían cálidas,

aunado a esto se determinaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, en donde el muestreo con valores más altos fue febrero de 2022 ( $31.7 \mu\text{g g}^{-1}$ ), y valores más bajos durante el muestreo de septiembre de 2022 ( $0.24 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Además de lo anterior, también se determinaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales, en donde el sitio 1 fue el que presentó concentraciones más altas en esta fracción ( $91.7 \mu\text{g g}^{-1}$ ), mientras que el resto de los sitios obtuvieron valores en un intervalo de  $0.2$ - $1.1 \mu\text{g g}^{-1}$ .

Al igual que en la fracción reducible, la fracción oxidativa presentó diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales y temporales, siendo los muestreos de febrero de 2022 ( $295.6 \mu\text{g g}^{-1}$ ) en el sitio 1 y mayo de 2022 ( $213.9 \mu\text{g g}^{-1}$ ) en el sitio 5, los que obtuvieron valores más altos para esta fracción.

Liu y Sun (2013), evaluaron la biodisponibilidad y ecotoxicidad de metales en lodos obtenidos plantas de tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Guangzhou, China, en donde reportaron un promedio de concentraciones biodisponibles de Cu de entre  $0.80$ - $2456 \mu\text{g g}^{-1}$ , además, reportaron que las fracciones con las concentraciones más altas se encontraban en la fracción oxidativa y la residual, con  $104$ - $1607 \mu\text{g g}^{-1}$  para la fracción oxidativa y  $16.60$ - $2456 \mu\text{g g}^{-1}$  para la fracción residual.

En las últimas décadas esta ciudad ha experimentado un rápido crecimiento debido a la actividad industrial, convirtiéndose en la tercera ciudad en China con mayor poder económico; lo que ha traído como consecuencia una mayor generación de aguas residuales de origen industrial y doméstico. La importancia de que gran parte de este metal se encuentre en la fracción oxidativa, radica en que el suelo de esta ciudad es altamente ácido y se encuentra en una región propensa a constantes lluvias ácidas, lo que al estar en un estado oxidable se facilita su movilización y transformación a fracciones más biodisponibles como la reducible e intercambiable (Gleyzes *et al.*, 2002).

Al mismo tiempo, un estudio realizado en un sistema de tratamiento de aguas residuales por medio de lodos en Sevilla, España por Álvarez *et al.* (2002), reportaron que la mayoría de los metales tienden a presentar concentraciones mayores en la fracción oxidable en relación con el resto de las fracciones, debido a la afinidad que estos tienen hacia la materia orgánica. En este estudio se encontró que este metal estaba presente principalmente en esta fracción ( $131$ - $326 \mu\text{g/g}$ ) en todos los sedimentos muestreados, en donde además de lo mencionado anteriormente también se relaciona con la actividad realizada en el sitio (tratamiento de residuos), la cual está en contacto

con desechos con altas cargas de materia orgánica.

Kowalik *et al.* (2021), estudiaron el riesgo de acumulación de metales en lodos de distintas plantas de tratamiento de aguas residuales en Polonia, utilizando como referencia distintos indicadores de riesgo por acumulación de metales pesados (por sus siglas en inglés: GAI, RAC y ERD). Para el caso de Cu se reportaron altas concentraciones biodisponibles en la fracción oxidable (intervalo de 10.4-551.4  $\mu\text{g/g}$ ), en donde cuatro de los cinco sitios incumplieron con los criterios de toxicidad.

**Cuadro 5.** Concentraciones biodisponibles de Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

<b>Febrero de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	9.6 <sup>a</sup>	10.3 <sup>a</sup>	3.4 <sup>a</sup>	10.5 <sup>a</sup>	11.5 <sup>a</sup>	11.8 <sup>a</sup>	11.6 <sup>a</sup>
Reducible	91.7 <sup>a</sup>	24.9 <sup>b</sup>	31.7 <sup>b</sup>	1.7 <sup>b</sup>	10.8 <sup>b</sup>	11.2 <sup>b</sup>	11.0 <sup>b</sup>
Oxidativa	295.6 <sup>a</sup>	40.4 <sup>b</sup>	260.6 <sup>ab</sup>	142.9 <sup>ab</sup>	9.3 <sup>ab</sup>	9.9 <sup>b</sup>	10.1 <sup>b</sup>
Residual	37.8 <sup>a</sup>	5.1 <sup>b</sup>	21.5 <sup>b</sup>	13.2 <sup>b</sup>	1.61 <sup>b</sup>	1.5 <sup>b</sup>	1.0 <sup>b</sup>
<b>Mayo de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	9.6 <sup>a</sup>	9.6 <sup>a</sup>	11.4 <sup>a</sup>	11.2 <sup>a</sup>	11.6 <sup>a</sup>	11.6 <sup>a</sup>	11.4 <sup>a</sup>
Reducible	31.5 <sup>a</sup>	30.8 <sup>b</sup>	10.4 <sup>b</sup>	8.0 <sup>b</sup>	11.0 <sup>b</sup>	11.0 <sup>b</sup>	11.4 <sup>b</sup>
Oxidativa	65.9 <sup>a</sup>	93.2 <sup>b</sup>	91.8 <sup>ab</sup>	84.4 <sup>ab</sup>	213.9 <sup>ab</sup>	92.7 <sup>b</sup>	121.7 <sup>b</sup>
Residual	18.0 <sup>a</sup>	19.2 <sup>b</sup>	14.7 <sup>b</sup>	15.5 <sup>b</sup>	17.4 <sup>b</sup>	17.4 <sup>b</sup>	13.4 <sup>b</sup>
<b>Septiembre de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	2.1 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	1.2 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	1.4 <sup>a</sup>
Reducible	31.2 <sup>a</sup>	0.8 <sup>b</sup>	0.9 <sup>b</sup>	0.2 <sup>b</sup>	0.9 <sup>b</sup>	1.1 <sup>b</sup>	1.1 <sup>b</sup>
Oxidativa	59.0 <sup>a</sup>	5.29 <sup>b</sup>	8.3 <sup>ab</sup>	4.7 <sup>ab</sup>	0.1 <sup>ab</sup>	0.03 <sup>b</sup>	0.4 <sup>b</sup>
Residual	34.3 <sup>a</sup>	5.52 <sup>b</sup>	6.5 <sup>b</sup>	3.9 <sup>b</sup>	1.1 <sup>b</sup>	1.0 <sup>b</sup>	1.3 <sup>b</sup>

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

**Cuadro 6.** Concentraciones biodisponibles promedio de Cu ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

<b>Muestreo</b>			
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Febrero de 2022</b>	<b>Mayo de 2022</b>	<b>Septiembre de 2022</b>
Intercambiable	9.8 <sup>b</sup>	10.9 <sup>a</sup>	1.4 <sup>c</sup>
Reducible	26.1 <sup>a</sup>	16.3 <sup>ab</sup>	5.2 <sup>b</sup>
Oxidativa	109.8 <sup>a</sup>	109.1 <sup>a</sup>	11.1 <sup>b</sup>

Residual	11.7 <sup>ab</sup>	16.5 <sup>a</sup>	7.6 <sup>b</sup>
----------	--------------------	-------------------	------------------

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

Para la concentración biodisponible de Mn (Cuadro 7 y 8) en la fracción intercambiable, no se observó un comportamiento definido entre temporadas de muestreo, sin embargo, se determinaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales, siendo el sitio 4 el que presentó valores mayores ( $87.2 \mu\text{g g}^{-1}$ ) con respecto al resto de los sitios. Por otro lado, los sitios 5 (intervalo  $5.0\text{-}7.0 \mu\text{g g}^{-1}$ ), 6 (intervalo  $4.9\text{-}7.1 \mu\text{g g}^{-1}$ ), y 7 (intervalo  $1.4\text{-}4.7 \mu\text{g g}^{-1}$ ) reportaron los valores más bajos para esta fracción.

La fracción reducible en este elemento presentó una tendencia general a disminuir la concentración biodisponible conforme avanzaban las estaciones, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para esta variable, por otro lado, si se determinaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales; siendo el sitio 1 (intervalo  $170.2\text{-}331.6 \mu\text{g g}^{-1}$ ) el que presentó los valores más altos y el sitio 7 (intervalo  $5.4\text{-}57.6 \mu\text{g g}^{-1}$ ) los valores más bajos. Para la fracción oxidativa se determinaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales, en donde el sitio 1 (intervalo  $39.6\text{-}416.0 \mu\text{g g}^{-1}$ ) registró los valores más altos para esta fracción, en cambio, los sitios 5 (intervalo  $24.4\text{-}65.2 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y 7 (intervalo  $21.5\text{-}65.7 \mu\text{g g}^{-1}$ ) registraron los valores más bajos.

Finalmente, la fracción residual de Mn presentó una tendencia a aumentar su concentración conforme la temporada se volvía más cálida (septiembre de 2022), por lo que se observaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales. El muestreo de septiembre de 2022 registró los valores más altos de esta fracción con un intervalo de  $17.5\text{-}306.9 \mu\text{g g}^{-1}$ , mientras que los muestreos de febrero y mayo de 2022 tuvieron valores más bajos.

Mientras que, en un estudio realizado en lodos obtenidos de plantas de tratamiento de aguas residuales en Guangzho, (Liu y Sun, 2013) se reportaron concentraciones de entre  $20.30\text{-}1190 \mu\text{g g}^{-1}$ ; en donde más del 64.53% del Mn se encontraba en la fracción intercambiable ( $1190 \mu\text{g g}^{-1}$ ), sin embargo, la distribución de las fracciones no mostró tendencias claras debido a las características fisicoquímicas de cada sitio, que favorecían a las distintas fracciones.

Shen *et al.* (2007) estudiaron la presencia de metales en el lago Taihu impactado por la descarga de aguas residuales sin tratar o semi tratadas, que al igual que en este estudio hay poca investigación sobre las formas químicas de los metales, por lo que no se conoce realmente la toxicidad en la zona. La fracción que reportó el porcentaje más alto de Mn fue la intercambiable con 40-57.9%, lo cual

podría estar relacionado con las características químicas del elemento, el cual se asocia fácilmente con carbonatos (Shen *et al.*, 2007).

**Cuadro 7.** Concentraciones biodisponibles de Mn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

Febrero de 2022							
Fracción ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7
Intercambiable	61.0 <sup>ab</sup>	36.8 <sup>c</sup>	67.3 <sup>bc</sup>	87.2 <sup>a</sup>	7.0 <sup>d</sup>	4.9 <sup>d</sup>	4.7 <sup>d</sup>
Reducible	170.2 <sup>a</sup>	186.5 <sup>ab</sup>	206.4 <sup>b</sup>	173.1 <sup>bc</sup>	69.3 <sup>cd</sup>	64.2 <sup>cd</sup>	57.6 <sup>d</sup>
Oxidativa	39.6 <sup>a</sup>	58.3 <sup>ab</sup>	89.6 <sup>ab</sup>	193.5 <sup>ab</sup>	65.2 <sup>b</sup>	69.1 <sup>ab</sup>	65.7 <sup>b</sup>
Residual	15.1 <sup>a</sup>	14.8 <sup>a</sup>	17.6 <sup>a</sup>	31.0 <sup>a</sup>	23.4 <sup>a</sup>	23.9 <sup>a</sup>	23.3 <sup>a</sup>
Mayo de 2022							
Fracción ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7
Intercambiable	21.3 <sup>ab</sup>	21.3 <sup>c</sup>	40.6 <sup>bc</sup>	81.9 <sup>a</sup>	5.3 <sup>d</sup>	5.5 <sup>d</sup>	4.1 <sup>d</sup>
Reducible	221.8 <sup>a</sup>	228.4 <sup>ab</sup>	128.0 <sup>b</sup>	162.3 <sup>bc</sup>	59.0 <sup>cd</sup>	76.2 <sup>cd</sup>	56.4 <sup>d</sup>
Oxidativa	117.1 <sup>a</sup>	129.4 <sup>ab</sup>	190.4 <sup>ab</sup>	70.2 <sup>ab</sup>	46.0 <sup>b</sup>	45.5 <sup>ab</sup>	50.2 <sup>b</sup>
Residual	21.7 <sup>a</sup>	18.5 <sup>a</sup>	24.0 <sup>a</sup>	13.1 <sup>a</sup>	29.1 <sup>a</sup>	24.9 <sup>a</sup>	19.8 <sup>a</sup>
Septiembre de 2022							
Fracción ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7
Intercambiable	78.5 <sup>ab</sup>	49.9 <sup>c</sup>	47.4 <sup>bc</sup>	43.5 <sup>a</sup>	5.0 <sup>d</sup>	7.1 <sup>d</sup>	1.4 <sup>d</sup>
Reducible	331.6 <sup>a</sup>	106.5 <sup>ab</sup>	98.9 <sup>b</sup>	69.3 <sup>bc</sup>	7.7 <sup>cd</sup>	7.2 <sup>cd</sup>	5.4 <sup>d</sup>
Oxidativa	416.0 <sup>a</sup>	62.8 <sup>ab</sup>	71.5 <sup>ab</sup>	52.1 <sup>ab</sup>	24.4 <sup>b</sup>	24.3 <sup>ab</sup>	21.5 <sup>b</sup>
Residual	306.9 <sup>a</sup>	38.9 <sup>a</sup>	35.8 <sup>a</sup>	34.9 <sup>a</sup>	24.7 <sup>a</sup>	17.5 <sup>a</sup>	31.1 <sup>a</sup>

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

**Cuadro 8.** Concentraciones biodisponibles promedio de Mn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

Fracción ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Muestreo		
	Febrero de 2022	Mayo de 2022	Septiembre de 2022
Intercambiable	38.4 <sup>a</sup>	25.7 <sup>a</sup>	33.3 <sup>a</sup>
Reducible	132.5 <sup>a</sup>	133.2 <sup>a</sup>	89.5 <sup>a</sup>
Oxidativa	83.0 <sup>a</sup>	92.7 <sup>a</sup>	96.1 <sup>a</sup>
Residual	21.3 <sup>b</sup>	21.6 <sup>b</sup>	70.0 <sup>a</sup>

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

Respecto a las concentraciones biodisponibles de Zn (Cuadro 9 y 10) en la fracción intercambiable,

se observaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales y espaciales; en donde el muestreo que presentó valores más altos para este elemento fue el muestreo de febrero de 2022 ( $74.6 \mu\text{g g}^{-1}$ ), por otro lado, el muestreo que registró las concentraciones más bajas en esta fracción fue mayo de 2022 ( $1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Para las diferencias significativas espaciales, el sitio 1 ( $74.6 \mu\text{g g}^{-1}$ ) presentó valores más altos, mientras que los sitios 5-7 registraron valores más bajos (intervalo  $1.6-9.0 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

Para la fracción reductora, se observó una tendencia de disminución de la concentración conforme las temporadas se volvían más cálidas (transición de febrero a septiembre de 2022), lo que permitió detectar diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, siendo los muestreos de febrero ( $131.9 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y mayo ( $127.3 \mu\text{g g}^{-1}$ ) de 2022 los que obtuvieron valores más altos y septiembre de 2022 los valores más bajos ( $6.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ). En relación con los sitios de muestreo, también reportaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ); los valores más altos se presentaron en el sitio 1 ( $131.2 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y los más bajos en los sitios 5-7 (intervalo  $6.5-42.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

La fracción oxidable para este metal se reportó diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales y temporales; siendo el sitio 1 ( $115.2 \mu\text{g g}^{-1}$ ) el que presentó niveles mayores, en contraste, los sitios con niveles más bajos para esta fracción fueron 2 ( $11.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ), 5 ( $1.3 \mu\text{g g}^{-1}$ ), 6 ( $1.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y 7 ( $0.8 \mu\text{g g}^{-1}$ ). En cuanto a las diferencias temporales encontradas, los muestreos de febrero de 2022 ( $115.2 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y mayo de 2022 ( $137.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) reportaron niveles mayores al muestreo de septiembre de 2022 (intervalo  $0.8-19.7 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Finalmente, para la fracción residual solo se reportaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, siendo el muestreo de febrero de 2022 ( $27.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) el que obtuvo mayor concentración y menor en el muestreo realizado en septiembre de 2022 ( $6.2 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

Jung *et al.* (2019) fraccionaron los sedimentos superficiales de los vertederos de aguas residuales al Mar Amarillo, el cual se encuentra altamente afectado debido a la rápida industrialización y urbanización en la zona costera. La concentración reportada de Zn fue de  $45-106 \mu\text{g g}^{-1}$ , en donde se observó que las concentraciones más altas se encontraban en las zonas donde se habían vertido intensivamente los residuos que incluían especialmente lodos. Sin embargo, a diferencia de nuestro estudio la fracción predominante fue la residual, lo cual podría estar relacionado con que una parte del metal es de origen litogénico (Quevedo *et al.*, 2012).

Fuentes *et al.* (2004) también reportaron concentraciones biodisponibles más altas de Zn en la fracción reducible, sin embargo, se aclaró que esto pudiera estar relacionado con el tipo de

tratamiento de residuos que se le aplica y el tipo de extracción.

**Cuadro 9.** Concentraciones biodisponibles de Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

<b>Febrero de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	56.3 <sup>a</sup>	12.7 <sup>bc</sup>	74.6 <sup>b</sup>	27.6 <sup>bc</sup>	2.3 <sup>c</sup>	2.4 <sup>c</sup>	1.8 <sup>c</sup>
Reducible	131.2 <sup>a</sup>	115.1 <sup>b</sup>	131.9 <sup>bc</sup>	115.8 <sup>b</sup>	41.1 <sup>c</sup>	40.9 <sup>c</sup>	41.3 <sup>c</sup>
Oxidativa	115.2 <sup>a</sup>	64.6 <sup>c</sup>	103.2 <sup>bc</sup>	112.2 <sup>ab</sup>	50.2 <sup>c</sup>	51.2 <sup>c</sup>	50.3 <sup>c</sup>
Residual	27.5 <sup>a</sup>	23.3 <sup>a</sup>	22.6 <sup>a</sup>	23.4 <sup>a</sup>	19.9 <sup>a</sup>	22.3 <sup>a</sup>	19.8 <sup>a</sup>
<b>Mayo de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	18.7 <sup>a</sup>	17.2 <sup>bc</sup>	1.0 <sup>b</sup>	13.5 <sup>bc</sup>	2.1 <sup>c</sup>	1.8 <sup>c</sup>	1.6 <sup>c</sup>
Reducible	123.9 <sup>a</sup>	127.3 <sup>b</sup>	45.9 <sup>bc</sup>	122.3 <sup>b</sup>	42.0 <sup>c</sup>	42.2 <sup>c</sup>	42.5 <sup>c</sup>
Oxidativa	71.4 <sup>a</sup>	87.0 <sup>c</sup>	58.6 <sup>bc</sup>	137.5 <sup>ab</sup>	50.3 <sup>c</sup>	50.0 <sup>c</sup>	52.0 <sup>c</sup>
Residual	25.0 <sup>a</sup>	17.4 <sup>a</sup>	13.4 <sup>a</sup>	13.3 <sup>a</sup>	13.3 <sup>a</sup>	13.2 <sup>a</sup>	13.3 <sup>a</sup>
<b>Septiembre de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	74.1 <sup>a</sup>	5.4 <sup>bc</sup>	7.5 <sup>b</sup>	7.0 <sup>bc</sup>	9.0 <sup>c</sup>	1.7 <sup>c</sup>	2.0 <sup>c</sup>
Reducible	182.8 <sup>a</sup>	24.7 <sup>b</sup>	31.6 <sup>bc</sup>	10.3 <sup>b</sup>	6.5 <sup>c</sup>	7.2 <sup>c</sup>	7.0 <sup>c</sup>
Oxidativa	80.0 <sup>a</sup>	11.5 <sup>c</sup>	19.7 <sup>bc</sup>	10.6 <sup>ab</sup>	1.3 <sup>c</sup>	1.5 <sup>c</sup>	0.8 <sup>c</sup>
Residual	6.2 <sup>a</sup>	7.1 <sup>a</sup>	6.6 <sup>a</sup>	6.6 <sup>a</sup>	10.9 <sup>a</sup>	7.8 <sup>a</sup>	9.3 <sup>a</sup>

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

**Cuadro 10.** Concentraciones biodisponibles promedio de Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Muestreo</b>		
	<b>Febrero de 2022</b>	<b>Mayo de 2022</b>	<b>Septiembre de 2022</b>
Intercambiable	25.4 <sup>a</sup>	8.0 <sup>b</sup>	15.2 <sup>ab</sup>
Reducible	88.2 <sup>a</sup>	78.0 <sup>a</sup>	38.6 <sup>b</sup>
Oxidativa	76.1 <sup>a</sup>	72.4 <sup>a</sup>	17.9 <sup>b</sup>
Residual	22.7 <sup>a</sup>	15.6 <sup>b</sup>	7.8 <sup>c</sup>

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

En el caso del Pb (Cuadro 11 y 12) la fracción intercambiable reportó diferencias estadísticas ( $p < 0.05$ ) temporales, en donde se observa una tendencia marcada al aumento de la concentración

conforme en las condiciones ambientales se volvían más cálidas, lo que significa que este elemento tendía a ser más disponible en temporadas cálidas. El muestreo de septiembre de 2022 reportó el nivel más alto (intervalo 11.6-26.4  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en el sitio 1, por otro lado, los muestreos de febrero (intervalo 0.3-1.9  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y mayo (intervalo 1.5-3.9  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) de 2022 reportaron niveles más bajos. Al igual que la fracción anterior, la fracción reducible de Pb presentó una tendencia a aumento de la concentración conforme en las condiciones ambientales se volvían más cálidas. Se presentaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales y espaciales, siendo septiembre 2022 el que presento valores mayores (intervalo 21.6-88.8  $\mu\text{g g}^{-1}$ ), mientras que los muestreos de febrero (intervalo 7.1-31.7  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y mayo (intervalo 7.5-19.1  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) de 2022 obtuvieron valores más bajos que el muestreo de septiembre de 2022. En cuanto a las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales, el sitio 1 (intervalo 19.0-88.8  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) reportó los valores más altos de esta fracción.

La fracción oxidativa presento las concentraciones más altas con respecto al resto de las fracciones biodisponibles, presentando un comportamiento de aumentar la concentración conforme en las condiciones ambientales se volvían más cálidas, en donde se reportaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, siendo el muestreo de septiembre de 2022 (intervalo 30.9-63.4  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) el que reportó los valores más altos y los muestreos de febrero y mayo de 2022 valores más bajos. Para la fracción residual, se presentaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales; en donde el muestreo de septiembre de 2022 presentó valores más altos (intervalo 4.2-15.1  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y el resto de los muestreos valores más bajos.

En un estudio realizado por García-Rico *et al.* (2004) en sedimentos superficiales de distintas zonas ostrícolas del estado de Sonora, México, las cuales tienen distintas fuentes de contaminación, entre ellas se encuentra la actividad turística, agricultura, pesca y acuicultura. Entre los metales analizados (Cd, Cu y Pb) el plomo fue el que alcanzó concentraciones más altas en todas las localidades muestreadas (Puerto Peñasco, Caborca, Hermosillo y Guaymas) con 25.4-46.5  $\mu\text{g g}^{-1}$ , siendo la ciudad de Guaymas la que presentó mayor concentración. A pesar de la cercanía entre nuestro sitio de muestreo y el muestreo realizado en Guaymas, la diferencia entre las concentraciones podría estar relacionadas con la textura del sedimento; en el estudio de García-Rico *et al.* (2004) se registró que las muestras estaban constituidas únicamente por arena, mientras que en nuestro estudio las muestras también estaban constituidas por limos y arcillas. Así mismo, un estudio realizado por Ochoa-Valenzuela *et al.* (2009) en la Bahía de Bacochibampo, Sonora, también se reportaron concentraciones de Pb menores a las encontradas en este estudio (7.2-11.7

$\mu\text{g g}^{-1}$ ), en donde las fuentes de contaminación provienen del complejo habitacional de Miramar, turismo estacional, pequeños grupos de pescadores y el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey campus Guaymas.

Por otro lado, Tytła (2019) reportaron concentraciones biodisponibles de Pb en lodos recogidos de distintas fases de tratamiento en una planta de tratamiento de aguas residuales ubicadas en una de las provincias más urbanizadas de Polonia (Voivodato de Silesia). Los resultados obtenidos fueron de 0.003-0.107  $\mu\text{g/g}$ , siendo la fase de mezcla de lodos en tratamiento por procesos de digestión anaerobia la que presentó concentraciones más altas en la fracción residual. Esta diferencia en la fracción dominante podría estar relacionado en que la digestión anaerobia reduce la movilidad de metales debido al aumento de pH y la disminución de materia orgánica, en donde a medida que se avanzaba en las etapas de tratamiento disminuía la concentración de metales ligados a fracciones móviles (intercambiable y reducible).

**Cuadro 11.** Concentraciones biodisponibles de Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

<b>Febrero de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	1.4 <sup>a</sup>	1.9 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.7 <sup>a</sup>	1.9 <sup>a</sup>
Reducible	31.7 <sup>a</sup>	14.6 <sup>b</sup>	13.5 <sup>b</sup>	9.1 <sup>b</sup>	7.1 <sup>b</sup>	7.4 <sup>b</sup>	9.0 <sup>b</sup>
Oxidativa	18.1 <sup>a</sup>	8.4 <sup>a</sup>	11.1 <sup>a</sup>	8.5 <sup>a</sup>	3.0 <sup>a</sup>	2.4 <sup>a</sup>	3.3 <sup>a</sup>
Residual	1.5 <sup>a</sup>	1.0 <sup>a</sup>	0.2 <sup>a</sup>	0.7 <sup>a</sup>	0.9 <sup>a</sup>	1.2 <sup>a</sup>	1.1 <sup>a</sup>
<b>Mayo de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	2.2 <sup>a</sup>	1.7 <sup>a</sup>	2.7 <sup>a</sup>	2.3 <sup>a</sup>	3.9 <sup>a</sup>	1.6 <sup>a</sup>	1.5 <sup>a</sup>
Reducible	19.0 <sup>a</sup>	19.1 <sup>b</sup>	9.9 <sup>b</sup>	12.2 <sup>b</sup>	8.4 <sup>b</sup>	7.5 <sup>b</sup>	9.8 <sup>b</sup>
Oxidativa	15.6 <sup>a</sup>	15.0 <sup>a</sup>	6.2 <sup>a</sup>	4.5 <sup>a</sup>	0.8 <sup>a</sup>	1.8 <sup>a</sup>	1.0 <sup>a</sup>
Residual	3.2 <sup>a</sup>	2.8 <sup>a</sup>	2.0 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	1.2 <sup>a</sup>	0.8 <sup>a</sup>
<b>Septiembre de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	26.4 <sup>a</sup>	11.6 <sup>a</sup>	11.3 <sup>a</sup>	14.5 <sup>a</sup>	17.0 <sup>a</sup>	19.3 <sup>a</sup>	18.5 <sup>a</sup>
Reducible	88.8 <sup>a</sup>	21.6 <sup>b</sup>	25.4 <sup>b</sup>	25.9 <sup>b</sup>	29.9 <sup>b</sup>	34.9 <sup>b</sup>	35.4 <sup>b</sup>
Oxidativa	63.4 <sup>a</sup>	33.0 <sup>a</sup>	31.5 <sup>a</sup>	30.9 <sup>a</sup>	46.7 <sup>a</sup>	46.4 <sup>a</sup>	43.6 <sup>a</sup>
Residual	15.1 <sup>a</sup>	5.9 <sup>a</sup>	5.00 <sup>a</sup>	4.7 <sup>a</sup>	4.9 <sup>a</sup>	4.2 <sup>a</sup>	4.9 <sup>a</sup>

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

**Cuadro 12.** Concentraciones biodisponibles promedio de Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

Fracción ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Muestreo		
	Febrero de 2022	Mayo de 2022	Septiembre de 2022
Intercambiable	1.0 <sup>b</sup>	2.3 <sup>b</sup>	17.0 <sup>a</sup>
Reducible	13.2 <sup>b</sup>	12.3 <sup>b</sup>	37.4 <sup>a</sup>
Oxidativa	7.8 <sup>b</sup>	6.4 <sup>b</sup>	42.2 <sup>a</sup>
Residual	0.9 <sup>b</sup>	1.7 <sup>b</sup>	6.4 <sup>a</sup>

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

Con respecto a las concentraciones biodisponibles de Hg (Cuadro 13 y 14) en la fracción intercambiable, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales; en donde durante el muestreo de septiembre de 2022 presentó las concentraciones más altas ( $1.4 \mu\text{g g}^{-1}$ ) por otro lado, el muestreo que registró las concentraciones más bajas en esta fracción fue durante el muestreo de febrero de 2022 ( $0.001 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

Para la fracción reductora, se determinaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, siendo el muestreo de mayo de 2022 el que obtuvo los valores más altos ( $0.67 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y septiembre los valores más bajos ( $0.32 \mu\text{g g}^{-1}$ ). La fracción oxidable de este metal también reportó diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, los muestreos de febrero ( $0.8 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y mayo ( $1.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ) de 2022 presentaron valores más altos y septiembre de 2022 ( $0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ ) los valores más bajos.

Finalmente, para la fracción residual se reportaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales, siendo el muestreo de mayo de 2022 el que obtuvo los valores más altos ( $1.3 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y septiembre los valores más bajos ( $0.05 \mu\text{g g}^{-1}$ ).

A diferencia del resto de los metales analizados, el Hg fue el único elemento que presentó concentraciones biodisponibles más altas en las muestras de sedimento tomadas en la zona costera, lo cual podría estar relacionado con el impacto que dicho elemento está teniendo sobre el ecosistema. Generalmente el mercurio tiende a afectar la degradación de materia orgánica debido a que llegando al medio ambiente puede transformarse en metilmercurio, es decir, una forma más tóxica y biodisponible que su forma original, la cual puede inhibir la actividad microbiana (Chen *et al.*, 2012). Estos microorganismos desempeñan un papel importante en la descomposición y degradación de la materia orgánica, por lo que su inhibición puede alentar estos procesos, esto a su vez puede provocar condiciones reductoras.

Con el fin de conocer los riesgos ambientales y a la salud que representaban los lodos de depuradora

generados durante el tratamiento de aguas residuales en Lodz, Polonia; *et al.* (2018) determinaron el comportamiento de los metales según la fracción en la que se encontrara. En el cual se registró que la fracción dominante fue la fracción intercambiable iónico con aproximadamente el 25% de la concentración, la cual es la fracción con mayor biodisponibilidad; esta diferencia en las fracciones biodisponibles con respecto a este estudio puede deberse a los autores utilizaron un método de extracción distinto, el cual las divide en cinco fracciones.

Por otro lado, en el estudio realizado por Green-Ruiz *et al.* (2005) se menciona que la vida del mercurio en el sedimento es tan larga que puede considerarse como parte de él, en donde la mayor parte de este elemento suele estar asociada con la materia orgánica y solo una pequeña parte a los óxidos de Fe y Mn que se encuentran cerca al límite redox. Los autores de este estudio obtuvieron concentraciones de entre 0.3-2.2  $\mu\text{g g}^{-1}$ , en donde las concentraciones más altas solían estar relacionadas con la industria pesquera y astilleros.

**Cuadro 13.** Concentraciones biodisponibles de Hg ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales en los sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

<b>Febrero de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	0.001 <sup>a</sup>	0.006 <sup>a</sup>	0.02 <sup>a</sup>	0.08 <sup>a</sup>	0.2 <sup>a</sup>	0.2 <sup>a</sup>	0.2 <sup>a</sup>
Reducible	0.5 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.5 <sup>a</sup>	0.5 <sup>a</sup>	0.5 <sup>a</sup>	0.5 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>
Oxidativa	0.7 <sup>a</sup>	0.7 <sup>a</sup>	0.7 <sup>a</sup>	0.8 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>
Residual	0.3 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.3	0.4	0.4
<b>Mayo de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.5 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>
Reducible	0.6 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>
Oxidativa	0.26 <sup>a</sup>	0.08 <sup>a</sup>	0.1 <sup>a</sup>	0.5 <sup>a</sup>	1.5 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	1.4 <sup>a</sup>
Residual	1.2 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.5 <sup>a</sup>
<b>Septiembre de 2022</b>							
<b>Fracción (<math>\mu\text{g g}^{-1}</math>)</b>	<b>Sitio 1</b>	<b>Sitio 2</b>	<b>Sitio 3</b>	<b>Sitio 4</b>	<b>Sitio 5</b>	<b>Sitio 6</b>	<b>Sitio 7</b>
Intercambiable	1.4 <sup>a</sup>	1.2 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.4 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>
Reducible	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>	0.3 <sup>a</sup>
Oxidativa	0.2 <sup>a</sup>	0.2 <sup>a</sup>	0.2 <sup>a</sup>	0.2 <sup>a</sup>	0.2 <sup>a</sup>	0.2 <sup>a</sup>	0.1 <sup>a</sup>
Residual	0.07 <sup>a</sup>	0.05 <sup>a</sup>	0.05 <sup>a</sup>	0.07 <sup>a</sup>	0.06 <sup>a</sup>	0.06 <sup>a</sup>	0.06 <sup>a</sup>

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

**Cuadro 14.** Concentraciones biodisponibles promedio de Hg ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimentos superficiales durante los tres muestreos realizados en 2022<sup>1</sup>.

Fracción ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Muestreo		
	Febrero de 2022	Mayo de 2022	Septiembre de 2022
Intercambiable	0.1 <sup>c</sup>	0.4 <sup>b</sup>	0.6 <sup>a</sup>
Reducible	0.5 <sup>b</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.3 <sup>c</sup>
Oxidativa	0.6 <sup>a</sup>	0.7 <sup>a</sup>	0.2 <sup>b</sup>
Residual	0.3 <sup>b</sup>	0.8 <sup>a</sup>	0.06 <sup>c</sup>

<sup>1</sup>Literales diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para cada variable respuesta.

### 6.2.1. Parámetros Físicoquímicos del Sedimento Superficial

Los resultados de los parámetros físicoquímicos de los sedimentos superficiales se muestran en el cuadro 15.

**Cuadro 15.** Parámetros físicoquímicos de sedimentos superficiales.

Sitio	pH	Materia Orgánica (%)	Textura
1	7.32 – 7.48	5.83 – 16.24	Franco arenoso – Arcillo arenoso
2	7.55 – 7.87	3.72 – 6.85	Franco arenoso – Areno franco
3	7.24 – 7.62	2.85 – 24.40	Franco arenoso – Areno Franco
4	7.12 – 7.89	3.84 – 57.94	Areno franco
5	8.57 – 9.76	0.47 – 0.91	Arenoso
6	8.61 – 9.63	0.30 – 0.91	Arenoso
7	8.75 – 8.82	0.59 – 0.80	Arenoso

6.2.1.1. pH. Según la clasificación del pH en sedimento en la NOM-021-RECNAT-2000 (Cuadro 16), los sedimentos superficiales de la laguna de estabilización “La Salada” presentaron un pH de neutro a medianamente alcalino (7.12-7.89), mientras que el pH de los sedimentos superficiales de la zona costera fue de medianamente alcalinos y fuertemente alcalinos (8.57-9.76). Para este parámetro se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales, en donde el pH más alcalino se registró en los sitios 5 y 6.

**Cuadro 16.** Clasificación de pH en NOM-021-RECNAT-2000<sup>1</sup>.

<b>Clasificación</b>	<b>pH</b>
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1-6.5
Neutro	6.6-7.3
Medianamente alcalino	7.4-8.5
Fuertemente alcalino	>8.5

<sup>1</sup>Fuente: NOM-021-RECNAT-2000.

Entre los factores que influyen en la especiación, solubilidad y absorción de los metales, el pH es uno de los principales. Generalmente, a medida que el pH disminuye, la solubilidad y biodisponibilidad de metales aumenta (Seraj y Rahman, 2018). Un ejemplo de cómo el pH impacta en el comportamiento de los metales fue el estudio realizado por Yang *et al.* (1998), en el cual se mostró la especiación de Cd a distinto pH. El rango fue de 4.5-9.5, y se observó un aumento en la concentración de las fracciones de carbonatos y de óxidos de Fe y Mn.

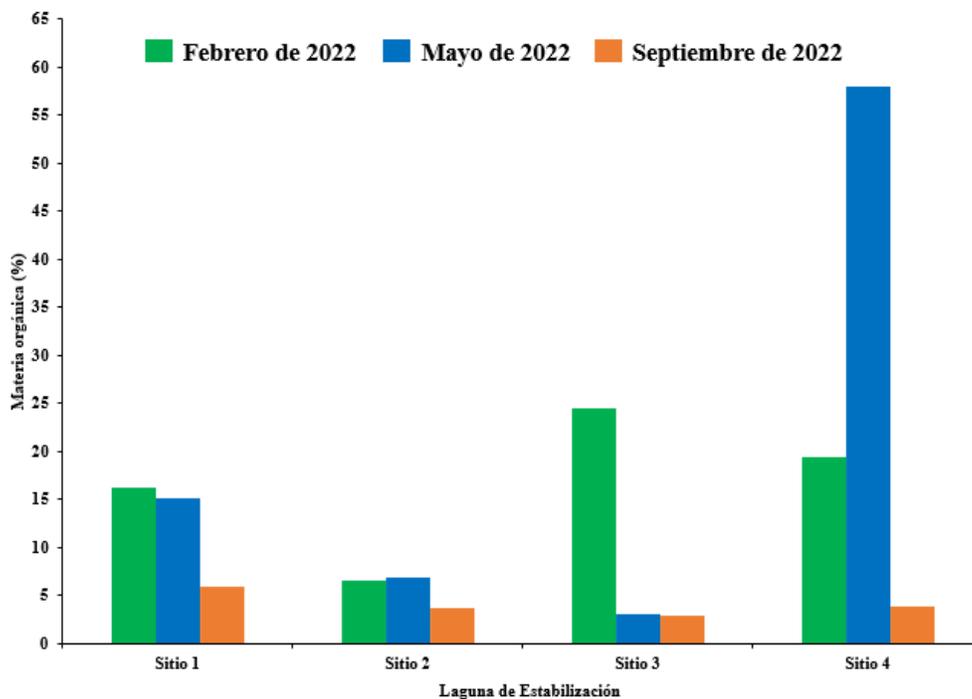
6.2.1.2. Materia Orgánica. El porcentaje de materia orgánica (MO) en los sedimentos superficiales de la laguna de estabilización “La Salada” y zona costera varió de 0.30-57.94%, en los muestreos realizados en el año 2022. Se distingue una tendencia clara en los tres muestreos realizados, un mayor porcentaje de MO en las muestras tomadas en los sitios dentro de la laguna de estabilización “La Salada” (Figura 20), y menor en las muestras de la zona de costa (Figura 21); lo anterior se relaciona a que las aguas residuales son ricas en materia orgánica, además de que estos presentaron sedimentos más finos.

Otro componente fundamental del sedimento es la materia orgánica, la presencia de material orgánico, al igual que el pH, afecta la solubilidad, biodisponibilidad y movilidad de los metales. Este componente participa en la liberación y retención de metales a través del intercambio catiónico y absorción de compuestos orgánicos (Seraj y Rahman, 2018).

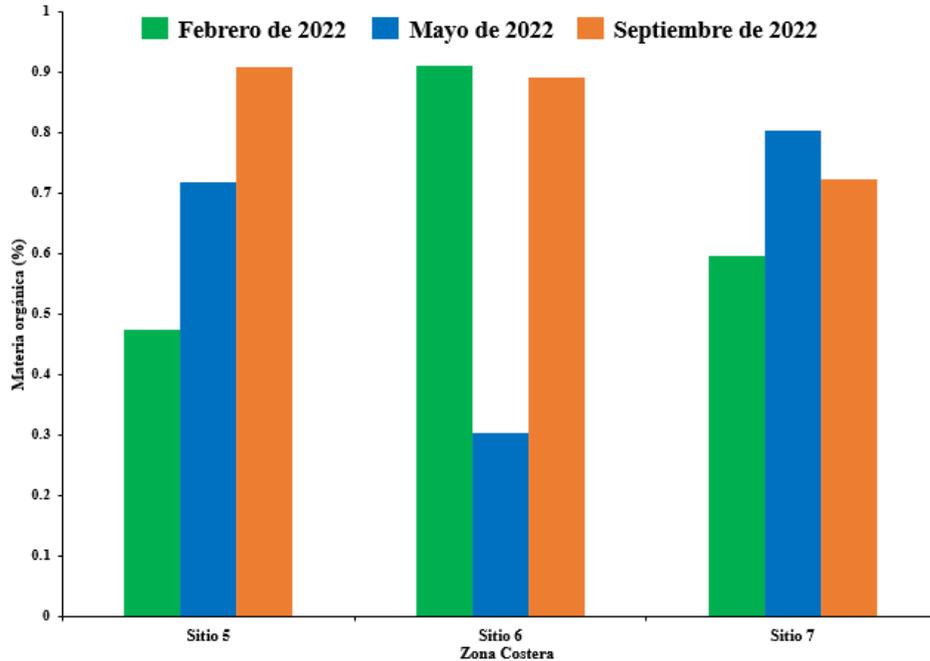
El porcentaje obtenido en este estudio es más alto que los reportados en otros estudios realizados cerca de esta zona de estudio; un estudio realizado por Ochoa-Valenzuela *et al.* (2009), en Bahía Bacoichampo reportó porcentajes de MO 0.03-1.29%, en donde las posibles fuentes de contaminación fue un conjunto habitacional en Miramar. Asimismo, un estudio realizado en tres lagunas costeras (El Soldado, Lobos y Tóbari) del Golfo de California en 2017 por Vargas-

González *et al.* (2017), registraron concentraciones de materia orgánica menores (0.10-2 %) a las encontradas en nuestro estudio. Laguna Lobos y Tóbari se ven fuertemente impactadas por la descarga de aguas residuales sin tratar provenientes de las actividades agrícolas, urbanas y camaronícolas, por lo que el porcentaje de materia orgánica en el sedimento se presentó en un rango de 0.4-1.70%. Por otro lado, El Soldado solo recibe aportaciones pluviales de los cerros aledaños y por lo tanto no se ve impactada por descargas antropogénicas, a pesar de esto, esta laguna registro el porcentaje de materia orgánica más alta con 2%.

A pesar de que el pH del sedimento analizado por Ochoa-Valenzuela *et al.* (2009) es similar a las de este estudio, la concentración materia orgánica es menor a la registrada en este trabajo, lo cual podría estar relacionado con las características texturales del sedimento.



**Figura 20.** Materia orgánica presente en sitios de muestreo dentro de la laguna de estabilización “La Salada” durante los tres muestreos de 2022.



**Figura 21.** Materia orgánica presente en sitios de muestreo en Zona Costera durante los tres muestreos de 2022.

6.2.1.3. Textura. En el Anexo B, se muestran las características textuales de los sedimentos superficiales del área de estudio, en donde presentó una clase textual general Arenosa y Franco, es decir, de textura gruesa a moderadamente gruesa. Se observaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre las características textuales del sedimento y los sitios de muestreo; para el % de arena (Figura 22) se obtuvieron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre las muestras de la zona costera y la laguna de estabilización, en donde los porcentajes significativamente mayores ( $p < 0.05$ ) de arena se registraron en los sitios de la zona costera (S5, S6 y S7) y significativamente menores ( $p < 0.05$ ) en dos sitios dentro de la laguna de estabilización (S2 y S1).

En el caso del % de arcilla (Figura 23), se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los sitios de muestreo y el % de arcilla. El sitio que presentó diferencias significativas mayores ( $p < 0.05$ ) fue el S1 y significativamente menor en los sitios de la zona costera (S6, S5 y S7). Finalmente, para el % de limo (Figura 24) se registraron diferencias significativas mayores ( $p < 0.05$ ) en dos sitios dentro de la laguna de estabilización (S1 y S2) y en la zona costera (S6, S6 y S7) las significativamente menores ( $p < 0.05$ ). Estas características textuales están relacionadas con el porcentaje de materia orgánica, en donde los sitios que presentaron mayor % de arena obtuvieron concentraciones más bajas de materia orgánica.

En contraste con estos resultados, Green *et al.* (2005) estudiaron la presencia de mercurio en sedimentos superficiales de la Bahía de Guaymas, la cual recibe descargas de aguas residuales provenientes de la ciudad de Guaymas, astilleros, actividades industriales como la generación eléctrica y fábrica cementera. En este estudio se reportó que aproximadamente el 70% de las muestras eran de tipo limoso, siguiendo una tendencia de limos>arena>arcilla, además, registraron que las concentraciones más altas de mercurio estaban relacionadas a sitios que tenían mayor porcentaje de limos y arcillas. Así mismo, Vargas-González *et al.* (2017), presentaron tendencias similares con respecto a la relación textura-concentración.

La concentración de metales en sedimentos está asociada con el tamaño de partícula menor a 63  $\mu\text{m}$  (Zhang *et al.* 2013; He *et al.* 2016); es ampliamente estudiado que la mayor concentración de metales se encuentra en sedimentos finos debido a que hay mayor superficie de reacción, alto contenido de minerales arcillosos y materia orgánica; también se ha demostrado que entre menor sea la partícula, mayor será el contenido de materia orgánica y por lo tanto los sedimentos tendrán mayor capacidad de absorber a los distintos elementos (Qian *et al.* 1996; Roussiez *et al.* 2005; Lim *et al.* 2006; Zhang *et al.* 2007; He *et al.* 2016).

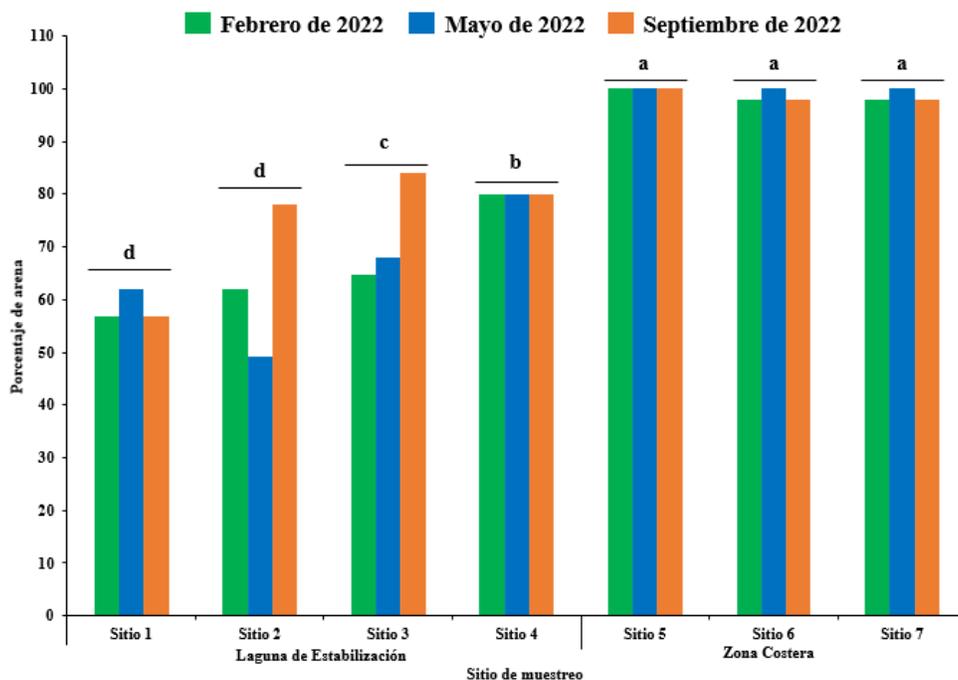


Figura 22. Porcentaje de arena según el sitio de muestreo. Literales distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

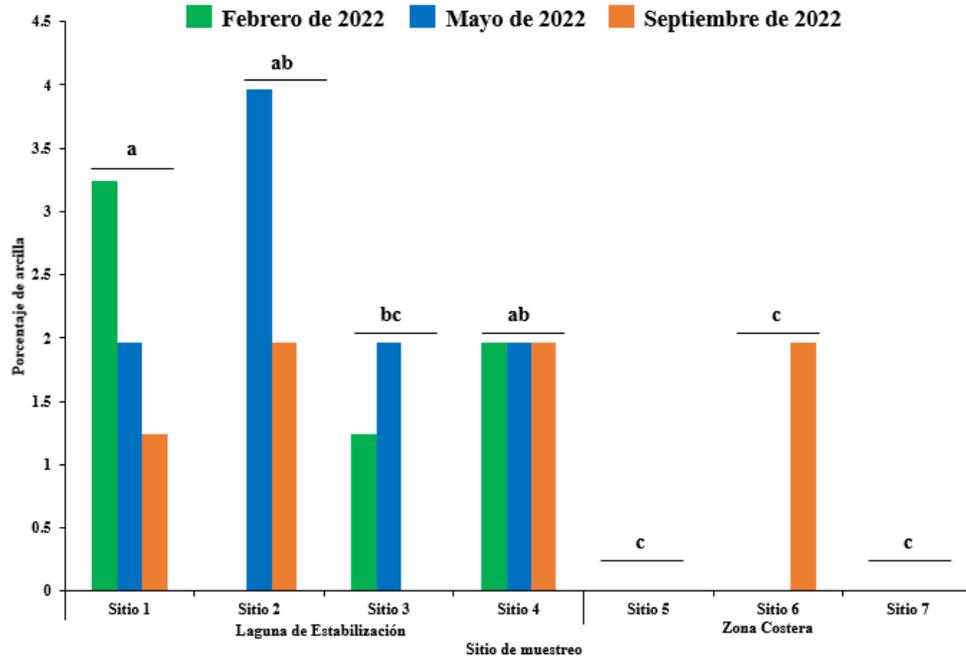


Figura 23. Porcentaje de arcilla según el sitio de muestreo. Literales distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

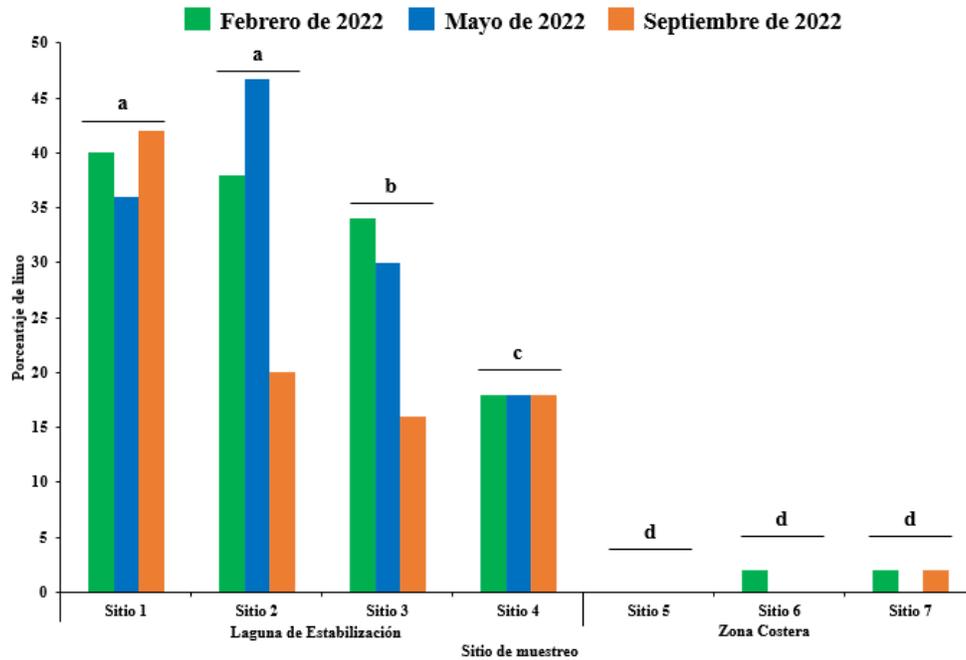


Figura 24. Porcentaje de limo según el sitio de muestreo. Literales distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

## 6.2.2. Porcentaje de Remoción de Metales en Sedimentos Superficiales de Laguna de Estabilización

En general, el promedio de porcentaje de remoción de metales (cuadro 17, 18 y 19) fue mayor durante el muestreo de septiembre de 2022 y menor durante los muestreos de febrero y mayo de 2022 en todos los metales con excepción del Hg. Esto podría estar relacionado con la temperatura registrada durante esos muestreos, ya que la temperatura óptima para la actividad bacteriana es de 25-35 °C (Metcalf y Eddy, 1995). Sin embargo, no todos los metales obtuvieron el mismo grado de remoción, esto puede estar relacionado con propiedades propias del metal.

Dado que la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales están diseñadas para la eliminación de materia orgánica y otros nutrientes, la eficiencia de remoción además de depender del tipo de tratamiento también depende de la concentración de metales, la forma química que estos tengan, la biomasa disponible y la composición del resto de los componentes de las aguas residuales (Chanpiwat et al., 2010)

**Cuadro 17.** Concentración ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y porcentaje de remoción de metales en la laguna de estabilización “La Salada” durante el primer muestreo.

Muestreo	Metal	Sitio 1 ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Sitio 4 ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Porcentaje de remoción (%)
Febrero de 2022	Fe	1.62	1.67	SR <sup>1</sup>
	Cu	0.43	0.16	61.23
	Mn	0.28	0.48	SR <sup>1</sup>
	Zn	0.33	0.27	15.48
	Pb	0.05	0.02	60.59
	Hg	1.61	1.74	SR <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Sin remoción.

**Cuadro 18.** Concentración ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y porcentaje de remoción de metales en la laguna de estabilización “La Salada” durante el segundo muestreo.

Muestreo	Metal	Sitio 1 ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Sitio 4 ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Porcentaje de remoción (%)
Mayo de 2022	Fe	1.64	1.61	1.94
	Cu	0.12	0.11	4.76

Mn	0.38	0.32	14.23
Zn	0.23	0.28	SR <sup>1</sup>
Pb	0.04	0.01	51.27
Hg	2.48	2.34	5.65

<sup>1</sup>Sin remoción.

**Cuadro 19.** Concentración ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y porcentaje de remoción de metales en la laguna de estabilización “La Salada” durante el tercer muestreo.

Muestreo	Metal	Sitio 1 ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Sitio 4 ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Porcentaje de remoción (%)
Septiembre de 2022	Fe	6.56	1.19	81.74
	Cu	0.12	0.01	92
	Mn	1.13	0.19	82.35
	Zn	0.34	0.03	89.87
	Pb	0.19	0.07	60.71
	Hg	2.11	2.02	4.21

<sup>1</sup>Sin remoción.

### 6.2.3. Factores de Enriquecimiento de Metales del Sedimento Superficial

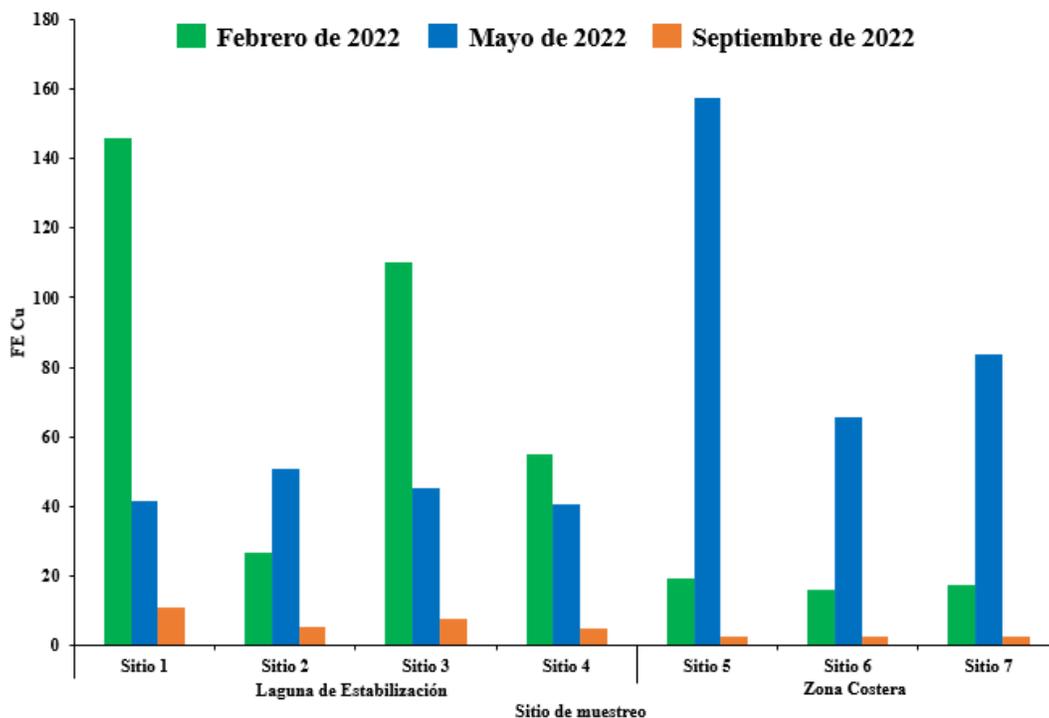
El Factor de Enriquecimiento (FE) se emplea para distinguir los metales que provienen de actividades humanas de aquellos que se encuentran de forma natural en la corteza terrestre, utilizando un elemento de referencia para normalizar los resultados. Este elemento normalizador nos permite mitigar la influencia de factores fisicoquímicos en la presencia de los metales (Vargas-González *et al.*, 2017). En este estudio se utilizó el hierro (Fe) como elemento de referencia, dado que es altamente abundante en la corteza terrestre.

De acuerdo con Sutherland (2000), se puede clasificar a los FE de la siguiente manera:  $FE < 1$  indica que no hay enriquecimiento por fuentes antropogénicas,  $5 \leq FE < 10$  indica un enriquecimiento moderado,  $10 \leq FE < 25$  indica enriquecimiento grave,  $25 \leq FE < 50$  se clasifica como muy grave y finalmente un  $FE \geq 50$  se considera como extremadamente grave.

La figura 25 muestra los factores de enriquecimiento de Cu en los sedimentos superficiales, en donde se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales. El nivel significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) se determinó en el muestreo de febrero de 2022 ( $FE = 145.91$ ) en el sitio 1, esto

indica un enriquecimiento extremadamente grave. Por otro lado, el nivel significativamente menor ( $p < 0.05$ ) se reportó en el muestreo de septiembre de 2022 ( $FE=2.65$ ) en el sitio 7, es decir, un enriquecimiento moderado.

Comparando lo encontrado en este estudio con la laguna El Tobari, el cual es un sistema muy afectado por distintos desechos de origen antropogénico (actividad agrícola, acuicultura, aguas residuales municipales, etc.) se observa que los valores son menores a los obtenidos en este trabajo, lo que significa que la laguna de estabilización está impactando la zona.

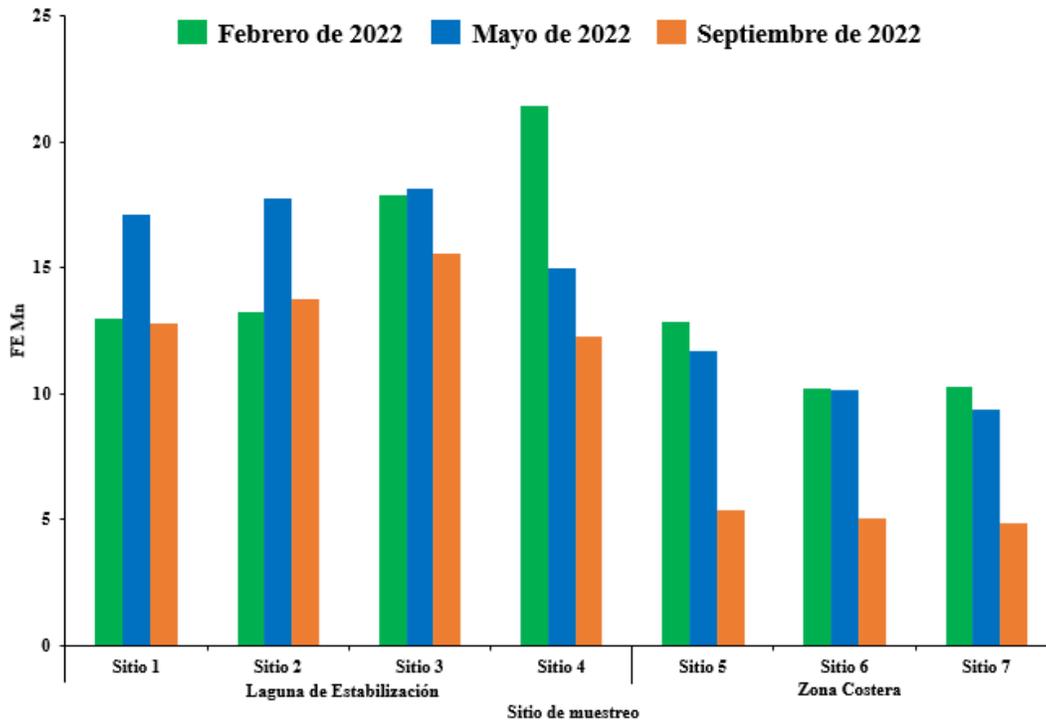


**Figura 25.** Factores de enriquecimiento de Cu en los sitios muestreados en laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera durante los tres muestreos de 2022.

En la figura 26 se muestran los factores de enriquecimiento de Mn en sedimentos superficiales, en donde se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales. El nivel significativamente menor ( $p < 0.05$ ) se determinó en el sitio 7 ( $FE=4.84$ ), lo que corresponde a un enriquecimiento moderado, mientras que el nivel significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) se determinó en el sitio 3 ( $FE=18.12$ ), lo que corresponde con un enriquecimiento grave.

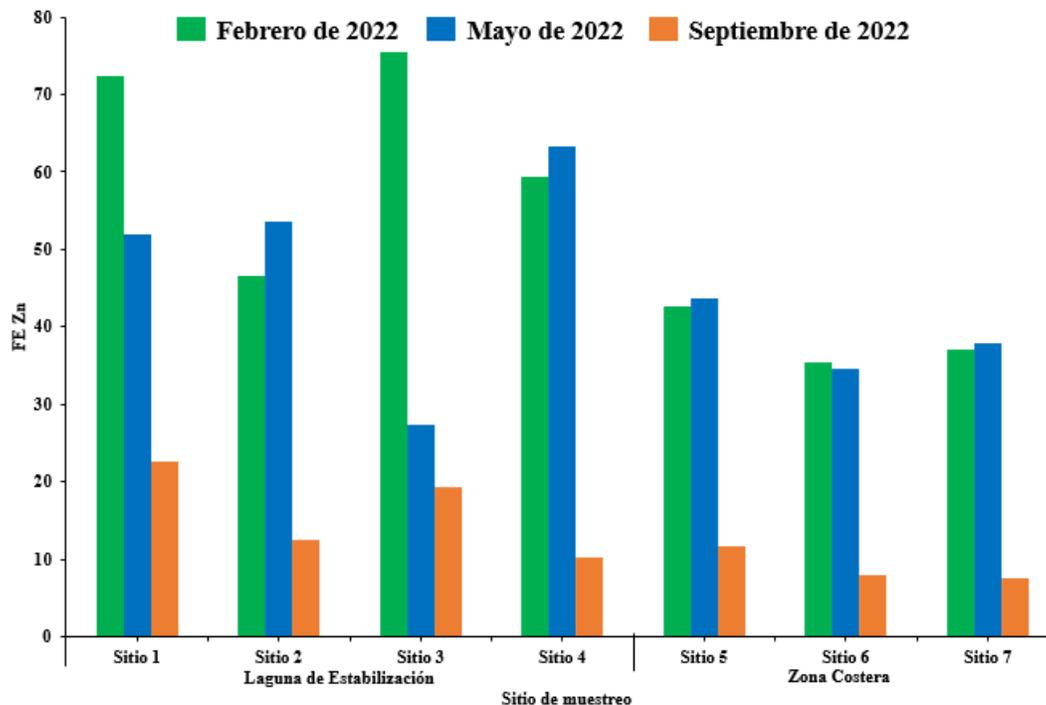
Al comparar los resultados con el estudio realizado en la zona de descarga de aguas residuales en

Guaymas, Sonora por Jara-Marini *et al.* (2015) se observa que no hay enriquecimiento ( $FE=0.38$ ), a pesar de que es un sitio en el que se descargan aguas residuales de la ciudad y otras actividades industriales, su presencia en el sitio es por condiciones naturales.



**Figura 26.** Factores de enriquecimiento de Mn en los sitios muestreados en laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera durante los tres muestreos de 2022.

Respecto a los factores de enriquecimiento de Zn en sedimentos superficiales (Figura 27), se determinaron diferencias significativas ( $p<0.05$ ) temporales, siendo los muestreos de febrero ( $FE=75.45$ ) y mayo ( $FE=63.37$ ) de 2022 los que obtuvieron los niveles significativamente mayores ( $p<0.05$ ) es decir un nivel de enriquecimiento extremadamente grave. Por otro lado, el muestreo de septiembre de 2022 ( $FE=7.59$ ) fue el que presentó el nivel de enriquecimiento significativamente menor ( $p<0.05$ ) en el sitio 7, el cual corresponde a un enriquecimiento moderado.

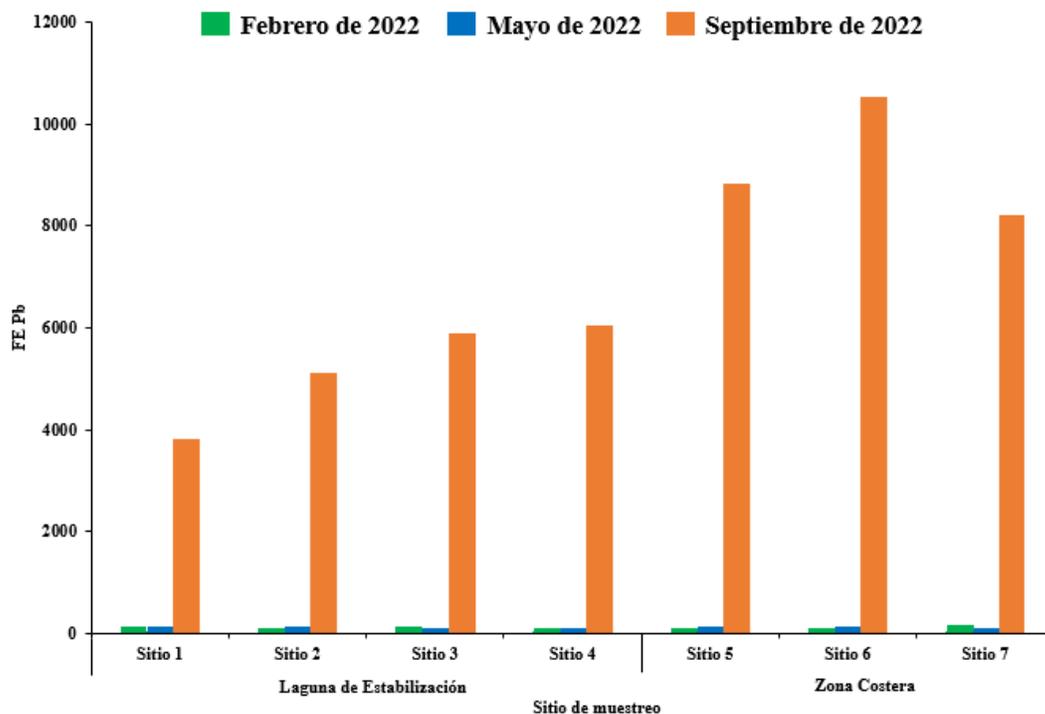


**Figura 27.** Factores de enriquecimiento de Zn en los sitios muestreados en laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera durante los tres muestreos de 2022.

En la figura 28 se muestran los factores de enriquecimiento de Pb, donde se observan diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales. El nivel de enriquecimiento significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) se encontró en el muestreo de septiembre de 2022 ( $FE = 10537.36$ ) en el sitio 6, es decir, un enriquecimiento extremadamente grave, por otro lado, los niveles significativamente menores ( $p < 0.05$ ) se presentaron durante los muestreos de mayo ( $FE = 10.13$ ) y febrero ( $FE = 9.38$ ) de 2022. El alto enriquecimiento de este elemento durante el muestreo de septiembre de 2022 podría estar relacionado con las lluvias presentadas antes del muestreo, estas lluvias pudieron provocar el transporte de dicho metal presente en el suelo por causas antropogénicas (pinturas, emisiones industriales, desechos automotrices, entre otros), en donde el agua de lluvia es capaz de disolver y movilizar los distintos compuestos de plomo hacia distintos cuerpos de agua.

En un estudio realizado por Suanon *et al.* (2018) en diversas plantas de tratamiento de aguas residuales en Chongqing, China, se determinaron los factores de enriquecimiento (FE). Los resultados mostraron niveles de enriquecimiento que variaron de moderadamente severo a muy severo. Es importante destacar que los valores de FE obtenidos en este estudio son superiores a los reportados en otros trabajos. Esta diferencia podría deberse a las particularidades del tipo de

tratamiento utilizado en estas plantas, así como a la naturaleza específica de los desechos que se reciben en ellas.



**Figura 28.** Factores de enriquecimiento de Pb en los sitios muestreados en la laguna de estabilización “La Salada” y Zona costera durante los tres muestreos de 2022.

En cuanto a los factores de enriquecimiento de Hg en sedimentos superficiales (Figura 29), se observaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) temporales. El nivel de enriquecimiento significativamente menor ( $p < 0.05$ ) se observó en el muestreo de septiembre de 2022 ( $FE = 237.51$ ) en el sitio 1, lo que indica un enriquecimiento extremadamente grave. Mientras que el nivel de enriquecimiento significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) se observó en el sitio 5 durante el muestreo de mayo de 2022 ( $FE = 3338.41$ ), es decir, que existe un enriquecimiento extremadamente grave.

Green-Ruiz *et al.* (2005), reportaron el efecto de distintas actividades antropogénicas y descargas industriales (planta termoeléctrica, cementera, pesquería y astilleros) en la bahía de Guaymas, en donde se obtuvieron niveles de enriquecimiento de moderadamente severo a muy grave, esto se puede atribuir al desarrollo de las actividades realizadas en la zona.

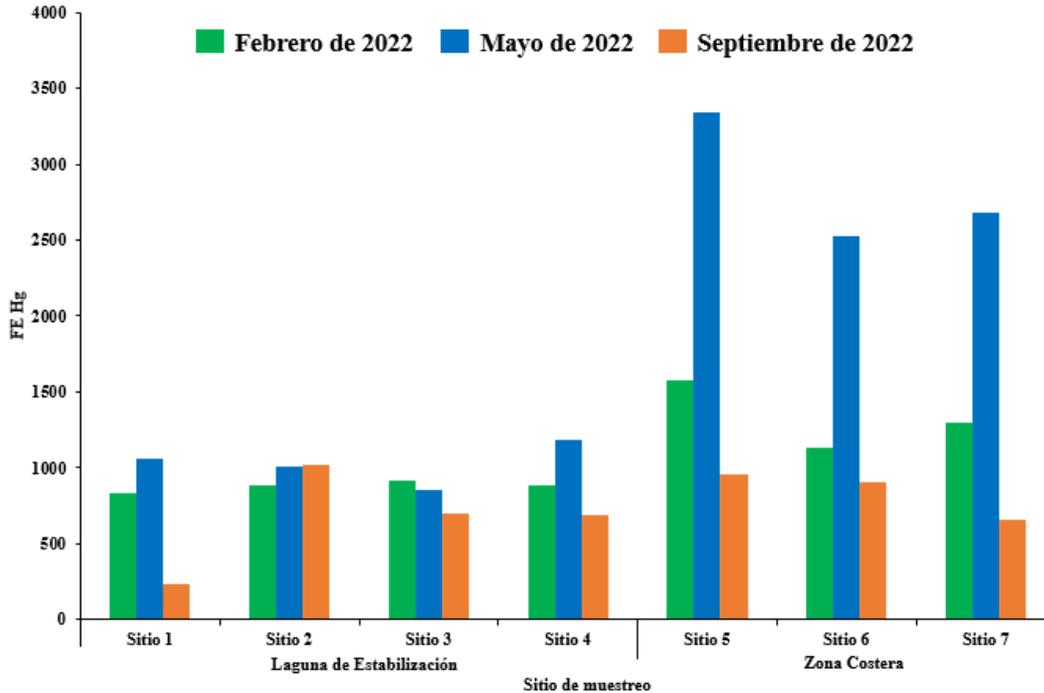


Figura 29. Factores de enriquecimiento de Hg en los sitios muestreados en laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera durante los tres muestreos de 2022.

### 6.3. Concentración de Metales en Agua

La presencia de metales en agua está fuertemente asociada a su utilización en productos de uso antropogénico común como maquillajes, productos de limpieza, fertilizantes y pinturas (Singh *et al*, 2022).

En el caso de Cu (Cuadro 20), al comparar su concentración dentro de la laguna de estabilización con el mes de muestreo, se observa que los valores más bajos se encontraron durante los muestreos de temporadas cálidas (mayo y septiembre de 2022) y el valor más alto durante la temporada fría (febrero de 2022). Por otro lado, en el caso de la concentración de este metal en la zona costera se obtuvieron valores por debajo del nivel de detección en los tres muestreos, es decir, no se registró ningún valor. Al comparar las concentraciones de Cu con los límites máximos permitidos establecidos en la NOM-001-SEMARNAT, se observa que todos los sitios y muestreos registraron valores por debajo del límite máximo, sin embargo, para el caso de los límites de riesgo de la NOAA se reportaron valores por encima del límite de riesgo agudo.

**Cuadro 20.** Concentraciones ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtenidas de Cu en agua en la laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera, y su comparación con la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Metal	Límite máximo permisible ( $\text{mg L}^{-1}$ ) <sup>1</sup>	Límite de riesgo agudo-crónico ( $\text{mg L}^{-1}$ ) <sup>2</sup>	Sitio	Febrero de 2022	Mayo de 2022	Septiembre de 2022
Cu	4	0.013 <sup>4</sup> -0.009 <sup>4</sup>	1	ND <sup>3</sup>	0.0020	0.0022
			2	ND <sup>3</sup>	0.0021	0.0011
			3	ND <sup>3</sup>	0.0019	0.0010
			4	0.0033	0.0017	0.0008
		5	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>	
		6	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>	
		7	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>	
		0.0048-0.0031				

<sup>1</sup>Límite establecido en la NOM-001-SEMARNAT-2021

<sup>2</sup>Límite establecido por Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (agudo-crónico).

<sup>3</sup>Por debajo del nivel de detección

<sup>4</sup>Depende de la dureza

Para Zn (Cuadro 21), se observó que para ambas zonas de muestreo el valor más alto se encontraba durante el muestreo de febrero de 2022, pese a que únicamente los sitios fuera de la laguna de estabilización fueron detectadas concentraciones de este elemento. Debido a que durante el muestreo de febrero y mayo se obtuvieron valores por debajo del límite de detección dentro de la laguna de estabilización, no se puede distinguir una tendencia clara en la concentración, sin embargo, en la zona costera se puede observar que la concentración de este elemento disminuyó del muestreo de febrero al de septiembre. Al comparar las concentraciones obtenidas en este estudio con respecto a las establecidas en la NOM-001-SEMARNAT, no se reportaron valores por encima de estos; por otro lado, en los sitios muestreados en la zona costera (Sitio 5 y 6) durante febrero se obtuvieron concentraciones por arriba de los límites de riesgo agudo-crónico establecidos en la NOAA.

**Cuadro 21.** Concentraciones ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtenidas de Zn en agua en la laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera, y su comparación con la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Metal	Límite máximo permisible ( $\text{mg L}^{-1}$ ) <sup>1</sup>	Límite de riesgo agudo-crónico ( $\text{mg L}^{-1}$ ) <sup>2</sup>	Sitio	Febrero de 2022	Mayo de 2022	Septiembre de 2022
Zn	10	0.12 <sup>4</sup>	1	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>	0.0565
			2	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>	0.0015

	3	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>	0.0016
	4	0.1002	ND <sup>3</sup>	0.0013
0.09-0.081	5	0.1331	ND <sup>3</sup>	0.0014
	6	0.1104	ND <sup>3</sup>	0.0037
	7	0.0662	ND <sup>3</sup>	0.0006

<sup>1</sup>Limite establecido en la NOM-001-SEMARTANT-2021

<sup>2</sup>Limite establecido por Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (agudo-crónico).

<sup>3</sup>Por debajo del nivel de detección

<sup>4</sup>Depende de la dureza

Para Pb (Cuadro 22) se detectó en todas las muestras (excepción sitio 4 del muestreo de septiembre de 2022), a pesar de esto, las concentraciones registradas fueron bajas y no superaron los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 y la NOAA.

**Cuadro 22.** Concentraciones (mg L<sup>-1</sup>) obtenidas de Pb en agua en la laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera, y su comparación con la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Metal	Límite máximo permisible (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	Límite de riesgo agudo-crónico (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>2</sup>	Sitio	Febrero de 2022	Mayo de 2022	Septiembre de 2022
Pb	0.2	0.065 <sup>4</sup> -0.0025 <sup>4</sup>	1	0.001	0.0001	0.0005
			2	0.0017	0.0001	0.0001
			3	0.0005	0.0003	0.0001
			4	0.0005	0.0003	ND <sup>3</sup>
		0.21-0.0081	5	0.0023	0.0009	0.0056
		6	0.0006	0.0003	0.0007	
		7	0.0001	0.0003	0.0007	

<sup>1</sup>Limite establecido en la NOM-001-SEMARTANT-2021

<sup>2</sup>Limite establecido por Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (agudo-crónico).

<sup>3</sup>Por debajo del nivel de detección

<sup>4</sup>Depende de la dureza

Finalmente, para Hg (cuadro 23), se observó que el muestreo de febrero de 2022 registró las concentraciones más altas, sin embargo, ninguno de los muestreos ni sitios sobrepasó los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021. Por otro lado, los sitios superaban los límites de

riesgo agudo y crónico establecidos por la NOAA, reportando valores de hasta 0.0085 mg L<sup>-1</sup>. En el caso del muestreo de mayo de 2022 los sitios fuera de la laguna de estabilización superaron límites de riesgo agudo y crónico establecidos por la NOAA. Para el muestreo de septiembre de 2022 todos los sitios de muestreo superaron los límites establecidos por la NOAA. Estos resultados son alarmantes debido a que el Hg es un elemento que tiende a acumularse fácilmente en los tejidos de los organismos, además de esto, el Hg en agua de tipo marina tiende a estar presente como metilmercurio, el cual es más difícil de degradar y es aún más tóxico que su forma original.

**Cuadro 23.** Concentraciones (mg L<sup>-1</sup>) obtenidas de Hg en agua en la laguna de estabilización “La Salada” y Zona Costera, y su comparación con la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Metal	Límite máximo permisible (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	Límite de riesgo agudo-crónico (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>2</sup>	Sitio	Febrero de 2022	Mayo de 2022	Septiembre de 2022
Hg	0.2	0.0014-0.0007	1	0.0027	0.0003	ND <sup>3</sup>
			2	0.0085	0.0004	0.0017
			3	0.0063	0.0001	0.0057
			4	0.0068	0.0002	0.0030
		0.0018-0.0009	5	0.0052	0.0060	0.0032
			6	0.0039	0.0023	0.0038
			7	0.0018	0.0028	0.0026

<sup>1</sup>Límite establecido en la NOM-001-SEMARNAT-2021

<sup>2</sup>Límite establecido por Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (agudo-crónico).

<sup>3</sup>Por debajo del nivel de detección

<sup>4</sup>Depende de la dureza

### 6.3.1. Parámetros Físicoquímicos del Agua

Durante los muestreos realizados, se observó como la temperatura del agua aumentaba conforme las estaciones del año avanzaban, en donde la temperatura más baja se registró durante el muestreo de febrero de 2022 (14.41 °C), mientras que la temperatura más alta se reportó en el muestreo de septiembre de 2022 (32.61 °C). La temperatura es un parámetro muy importante, ya que las distintas reacciones químicas, físicas y bioquímicas están influenciadas por esta, temperaturas

menores a 10 °C reducen la actividad bacteriana, por otro lado, la temperatura óptima para la actividad bacteriana y producción de oxígeno es de entre 25-30 °C (Metcalf y Eddy, 2003).

Dentro de las regulaciones establecidas por la NOM-001-SEMARNAT-2021, se especifica que el rango de pH permitido para las aguas residuales destinadas a la descarga en aguas y bienes nacionales debe encontrarse entre 6 y 9. La actividad biológica ocurre en un rango de pH generalmente de entre 5 y 9 sin tener un impacto importante en la mayoría de las especies. Las aguas residuales urbanas tienden a tener un pH cercano a la neutralidad. Además, el pH también tiene un efecto indirecto al influir en la toxicidad de ciertas sustancias (Espigares y Pérez, 1985). En el caso de las muestras de agua obtenidas de la laguna de estabilización "La Salada", el pH varía entre 7.8 y 8.2, siendo el muestreo de septiembre de 2022 la que presentó el valor más elevado. Por otra parte, las muestras tomadas en la zona costera reportaron un pH que oscila entre 7.6 y 8.1. Estos resultados indican que las muestras de agua se clasifican como ligeramente alcalinas sin tendencia a ninguna temporada de muestreo.

El oxígeno disuelto (OD) en agua presentó una tendencia a ser menor dentro de la laguna de estabilización (1.38-6.63 mg L<sup>-1</sup>) y mayor en los sitios muestreados en la zona costera (5.98-9.84 mg L<sup>-1</sup>) en los tres muestreos realizados. Las concentraciones obtenidas en los muestreos de febrero y mayo de 2022 dentro de la laguna de estabilización fueron menores a los criterios de la EPA (2000), los cuales establecen que el valor mínimo de 4.80 mg L<sup>-1</sup> para la protección del crecimiento de la vida acuática, es decir, que los valores bajos obtenidos son indicadores de posible eutrofización lo que puede provocar hipoxia. Este parámetro presentó diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) espaciales siendo el sitio 5 y 6 los que reportaron concentraciones más altas (9.84 mg L<sup>-1</sup>), por otro lado, las concentraciones más bajas de oxígeno disuelto se encontraron en los sitios 1 (1.38 mg L<sup>-1</sup>), 2 (2.4 mg L<sup>-1</sup>) y 3 (2.1 mg L<sup>-1</sup>).

#### 6.4. Concentración de Metales en Organismos

Los organismos acuáticos han desarrollado diversos mecanismos de tolerancia a los metales, lo que les ha permitido resistir distintas concentraciones sin sufrir efectos letales. La capacidad de tolerancia depende del tiempo y la magnitud de exposición a estos elementos, así como de su

importancia esencial para el organismo. En el caso específico de los crustáceos, las concentraciones de metales en sus tejidos y en el organismo completo pueden variar considerablemente, incluso en ausencia de impactos causados por actividades humanas (Sánchez Duarte y Enrique Jara Marini, 2017).

En el cuadro 25 se muestra que para los tres organismos el cobre fue el que estuvo presente en mayor concentración, seguido de plomo y finalmente zinc. Al comparar las concentraciones de metales en los organismos con la NOM-029-SSA-1993, la cual establece las especificaciones sanitarias de crustáceos frescos-refrigerados y congelados, siendo el límite máximo de  $1000 \mu\text{g kg}^{-1}$  para Pb y Hg, se obtuvieron valores por debajo de los límites máximos establecidos, es decir que no representan un riesgo para el consumo humano, por otro lado, para Cu y Zn no se encuentran límites máximos permisibles, sin embargo, Cu presentó concentraciones muy altas. A pesar de que la concentración de metales fue baja, la concentración de Pb se puede atribuir a influencias antropogénicas.

**Cuadro 24.** Concentración de metales en organismos intermareales muestreados en la Bahía “La Salada”, Guaymas.

<b>Organismo</b>	<b>Cu (<math>\mu\text{g kg}^{-1}</math>)</b>	<b>Zn (<math>\mu\text{g kg}^{-1}</math>)</b>	<b>Pb (<math>\mu\text{g kg}^{-1}</math>)</b>	<b>Hg (<math>\mu\text{g kg}^{-1}</math>)</b>
<i>Infraorden</i>	51.38	0.08	1.32	0.00040
<i>brachyura I</i>	20.62	0.05	1.30	0.00029
	30.39	0.06	1.33	0.00028
<i>Infraorden</i>	20.69	0.04	1.32	0.00015
<i>brachyura II</i>	39.01	0.07	1.14	0.000074
<i>Genero</i>	38.34	0.09	4.92	0.000079
<i>petrolisthes</i>				

## 7. CONCLUSIONES

- Las concentraciones totales de metales en los sedimentos superficiales de la laguna de estabilización “La Salada” y zona costera presentaron un comportamiento general de Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Hg.
- Las concentraciones totales de metales en el sedimento superficial fueron superiores a los niveles de criterios de calidad (TEL, PEL, ERL y ERM).

<b>Porcentaje de superación de criterios de calidad</b>				
<b>Criterio de calidad</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Pb</b>	<b>Hg</b>
TEL	15	8	10	100
PEL	11	4	1	100
ERL	14	8	8	100
ERM	2	0	0	100

- Las concentraciones biodisponibles de metales en los sedimentos superficiales de la laguna de estabilización “La Salada” y zona costera en las fracciones geoquímicas presentaron una tendencia a mayores concentraciones en las fracciones reducible y oxidativa. En general los metales (Fe, Cu, Mn, Zn y Hg) presentaron tendencia a disminuir su concentración biodisponible conforme las estaciones se volvían más cálidas. Por otro lado, el Pb fue el único metal con tendencia de incremento de su concentración biodisponible conforme las temporadas fueron más cálidas.
- Los factores de enriquecimiento de metales en la laguna de estabilización “La Salada” y zona costera revelaron un enriquecimiento significativo en los sedimentos superficiales, oscilando entre niveles moderados y extremadamente graves. Estos hallazgos destacan claramente el

impacto significativo que el sistema de tratamiento de residuos y las actividades antropogénicas tienen sobre el entorno.

- La concentración de Hg en agua estuvo por encima límites de riesgo agudo y crónico establecidos por la NOAA.

## 8. RECOMENDACIONES

- Implementar un programa de monitoreo anual, debido a que no se cuenta con antecedentes de estudio en sedimentos en la zona y se desconoce el grado de afectación.
- Complementar con otro sistema de tratamiento a la laguna de estabilización para asegurar un tratamiento correcto.
- Se recomienda evaluar el rendimiento del sistema de tratamiento de aguas residuales de “La Salada” debido a que el funcionamiento actual tiene una baja eficiencia en el tratamiento de las aguas residuales domésticas.
- Evitar el dragado dentro de la laguna de estabilización porque favorece la liberación de una gran cantidad de metales tóxicos retenidos en el sedimento superficial hacia la columna de agua, lo cual pudría afectar a los organismos marinos.
- Evaluar la concentración de metales como arsénico y cadmio.

## 9. REFERENCIAS

- Agoro, M. A., Adeniji, A. O., Adefisoye, M. A., & Okoh, O. O. 2020. Heavy metals in wastewater and sewage sludge from selected municipal treatment plants in eastern cape province, south africa. *Water (Switzerland)*, 12(10).
- Algül, F., & Beyhan, M. 2020. Concentrations and sources of heavy metals in shallow sediments in Lake Bafa, Turkey. *Scientific Reports*, 10(1).
- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. In *Journal of Chemistry* (Vol. 2019).
- Alvarez, E. A., Mochón, M. C., Sanchez, J. C. J., & Rodríguez, M. T. 2002. Heavy metal extractable forms in sludge from wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 47(7), 765–775.
- Anju, M., & Banerjee, D. K. 2010. Comparison of two sequential extraction procedures for heavy metal partitioning in mine tailings. *Chemosphere*, 78(11), 1393–1402.
- Birch, G. F. 2018. A review of chemical-based sediment quality assessment methodologies for the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 133(November 2017), 218–232.
- Botello, A. V, Páez-Osuna, F., Mendez-Rodríguez, L., Betancourt-Lozano, M., Álvarez-Borrego, S., & Lara-Lara, R. (n.d.). *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias*.
- Calderón, C., & Valdés, J. 2012. Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 47(1).
- Chanpiwat, P., Sthiannopkao, S., & Kim, K. W. 2010. Metal content variation in wastewater and biosludge from Bangkok's central wastewater treatment plants. *Microchemical Journal*, 95(2), 326–332.
- Fuentes, A., Lloréns, M., Sáez, J., Aguilar, M. I., Ortuño, J. F., & Meseguer, V. F. 2004. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges. *Journal of Hazardous Materials*, 108(3), 161–169.
- Gaete, H., Aránguiz, F., Cienfuegos, G., & Tejos, M. 2007. Metales pesados y toxicidad de aguas del Río Aconcagua en Chile. *Química Nova*, 30(4).
- García-rico, L., Sonia SOTO-CRUZ, M., Jara-marini, M. E., & Gómez-álvarez, A. 2004. García. In *Rev. Int. Contam. Ambient* (Vol. 20, Issue 4).
- Gheorghe, S., Stoica, C., Vasile, G. G., Nita-Lazar, M., Stanescu, E., & Lucaciu, I. E. 2017. Metals Toxic Effects in Aquatic Ecosystems: Modulators of Water Quality. In *Water Quality*.
- Gleyzes, C., Tellier, S., & Astruc, M. 2002. Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: A review of sequential extraction procedures. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 21(6–7), 451–467.
- Green-Ruiz, C., Ruelas-Inzunza, J., & 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(4), 321–329.

- Janas, M., Zawadzka, A., & Cichowicz, R. 2018. The influence of selected factors on leaching of metals from sewage sludge. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(33), 33240–33248.
- Jara-Marini, M. E., García-Camarena, R., Gómez-Álvarez, A., & 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).
- Jung, J. M., Choi, K. Y., Chung, C. S., Kim, C. J., & Kim, S. H. 2019. Fractionation and risk assessment of metals in sediments of an ocean dumping site. *Marine Pollution Bulletin*, 141(February), 227–235.
- Kartal, Ş., Aydin, Z., & Tokalioğlu, Ş. 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 SPEC. ISS.), 80–89.
- Koller, M., & Saleh, H. M. 2018. Introductory Chapter: Introducing Heavy Metals. In *Heavy Metals*.
- Kowalik, R., Latosińska, J., & Gawdzik, J. 2021. Risk analysis of heavy metal accumulation from sewage sludge of selected wastewater treatment plants in Poland. *Water (Switzerland)*, 13(15).
- Lasheen, M. R., & Ammar, N. S. 2009. Assessment of metals speciation in sewage sludge and stabilized sludge from different Wastewater Treatment Plants, Greater Cairo, Egypt. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3), 740–749.
- Li, Y., Zhou, H., Gao, B., & Xu, D. 2021. Improved enrichment factor model for correcting and predicting the evaluation of heavy metals in sediments. *Science of the Total Environment*, 755.
- Liu, J. Y., & Sun, S. Y. 2013a. Total concentrations and different fractions of heavy metals in sewage sludge from Guangzhou, China. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition)*, 23(8), 2397–2407.
- Metcalf, E., & Eddy, H. 2003. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. In *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse*. Techobanoglous G, Burton FL, Stensel HD (eds). Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited, 4th edition. New Delhi, India.
- Milik, J., Pasela, R., Lachowicz, M., & Chalamoński, M. 2017. The concentration of trace elements in sewage sludge from wastewater treatment plant in Gniewino. *Journal of Ecological Engineering*, 18(5), 118–124.
- Ochoa-Valenzuela, L. E., Gómez-Alvarez, A., García-Rico, L., & Villalba-Atondo, A. I. 2009. Distribution of heavy metals in surface sediments of the Bacochibampo Bay, Sonora, Mexico. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 21(4), 211–218.
- Quevedo, O., Gómez, J., Ramírez, C., Investigaciones, C. De, Habana, L., Analítica, D. D. Q., Ciencias, F. De, Cádiz, U. De, Real, P., Simeón, M., & Alfonso, P. 2012. *Quim. Nova*, Vol. 35, No. 5, 924–931, 2012. Estudio de la contaminación por metales en sedimentos acuáticos de la bahía de matanzas. *Q. Nova*, 35(5), 924–931.
- Ryder, G. 2017. Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos

- hídricos, 2017. Aguas residuales: el recurso no explotado. Organización de Las Naciones Unidas Para La Educación, La Ciencia y La Cultura, 3.
- Sánchez Duarte, N. E., & Enrique Jara Marini, M. E. 2017. Evaluación de impacto ambiental por metales y metaloides. *Biotecnia*, 19(1).
- Ščancar, J., Milačič, R., Stražar, M., & Burica, O. 2000. Total metal concentrations and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Zn in sewage sludge. *Science of the Total Environment*, 250(1–3), 9–19.
- Seraj, F., & Rahman, T. 2018. Heavy Metals, Metalloids, Their Toxic Effect and Living Systems. *American Journal of Plant Sciences*, 09(13), 2626–2643.
- Shelef, G., & Kanarek, A. 1995. Stabilization ponds with recirculation. *Water Science and Technology*, 31(12).
- Shen, J., Liu, E., Zhu, Y., Hu, S., & Qu, W. 2007. Distribution and chemical fractionation of heavy metals in recent sediments from Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 581(1), 141–150.
- Shu, Q., Ma, Y., Liu, Q., Zhang, S., Hu, Z., & Yang, P. 2021. Levels and ecological risk of heavy metals in the surface sediments of tidal flats along the North Jiangsu coast, China. *Marine Pollution Bulletin*, 170.
- Srinivas, R., Shynu, R., Sreeraj, M. K., & 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).
- Suanon, F., Chi, Q., Yang, X., Wang, H., Rashid, A., Asefi, B., Mama, D., Yu, C. P., & Sun, Q. 2018. Diagnosis and ecotoxicological risk assessment of 49 elements in sludge from wastewater treatment plants of Chongqing and Xiamen cities, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(29), 29006–29016.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. 2012. Heavy metal toxicity and the environment. *EXS*, 101, 133–164.
- Tomaila, J., & Iannacone, J. 2018. Toxicidad letal y subletal del arsénico, cadmio, mercurio y plomo sobre el pez *Parachaeirodon innesi* neon tetra (Characidae). *Toxicología*, 35(2).
- Tyła, M. 2019. Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risk in sewage sludge from municipal wastewater treatment plant located in the most industrialized region in Poland—case study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(13), 1–16.
- UNESCO, & WWAP. 2019. Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019. No dejar a nadie atrás. In Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.
- Vargas-González, H. H., Arreola-Lizárraga, J. A., García-Hernández, J., Mendoza-Salgado, R. A., Zenteno-Savín, T., & 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(Special Issue 1), 7–22.
- Wang, C., Hu, X., Chen, M. L., & Wu, Y. H. 2005. Total concentrations and fractions of Cd, Cr, Pb, Cu, Ni and Zn in sewage sludge from municipal and industrial wastewater treatment

- plants. *Journal of Hazardous Materials*, 119(1–3), 245–249.
- Wang, J. 2006. *ANALYTICAL ELECTROCHEMISTRY* Third Edition. [www.wiley.com](http://www.wiley.com).
- Watts, M. J., Mitra, S., Marriott, A. L., & 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(1–2).
- Yakamercan, E., & Aygün, A. 2021. Ecological risk assessment of domestic sewage sludge: a case study. *Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences*, 39(4), 422–433.
- YANG, T., HUANG, H. jun, & LAI, F. ying. 2017a. Pollution hazards of heavy metals in sewage sludge from four wastewater treatment plants in Nanchang, China. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition)*, 27(10), 2249–2259.

## 9. ANEXOS

### 9.1. Límites Máximos Permisibles para Metales y Cianuros.

Parámetros (Miligramos por litro)	Ríos, arroyos, canales, drenes						Embalses, lagos y lagunas						Zonas marinas mexicanas						Suelo																										
																Riego de áreas verdes						Infiltración y otros riegos						Carstico																	
	P.M	P.D	VI	P.M	P.D	VI	P.M	P.D	VI	P.M	P.D	VI	P.M	P.D	VI	P.M	P.D	VI	P.M	P.D	VI	P.M	P.D	VI	P.M	P.D	VI	P.M	P.D	VI															
Arsénico	0,2	0,3	0,4	0,1	0,15	0,2	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,1	0,15	0,2	0,1	0,15	0,2	0,1	0,15	0,2						
Cadmio	0,2	0,3	0,4	0,1	0,15	0,2	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,1	0,15	0,2	0,05	0,075	0,1	0,05	0,075	0,1						
Cianuro	1	2	3	1	1,5	2	2	2,50	3	2	2,50	3	2	2,50	3	2	2,50	3	2	2,50	3	2	2,50	3	2	2,50	3	2	2,50	3	1	1,50	2	1	1,5	2	1	1,5	2						
Cobre	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6			
Cromo	1	1,25	1,5	0,5	0,75	1	1	1,25	1,5	1	1,25	1,5	1	1,25	1,5	1	1,25	1,5	1	1,25	1,5	1	1,25	1,5	1	1,25	1,5	1	1,25	1,5	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1						
Mercurio	0,01	0,015	0,02	0,005	0,008	0,1	0,01	0,015	0,02	0,01	0,015	0,02	0,01	0,015	0,02	0,01	0,015	0,02	0,01	0,015	0,02	0,01	0,015	0,02	0,01	0,015	0,02	0,01	0,015	0,02	0,005	0,008	0,01	0,005	0,008	0,01	0,005	0,008	0,01						
Níquel	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4			
Plomo	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4			
Zinc	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20
Parámetros medidos de manera total	P.M: Promedio Mensual P.D: Promedio Diario VI: Valor Instantáneo																																												

## 9.2. Características Textuales de los Sedimentos Superficiales

	<b>Sitio</b>	<b>% Arena</b>	<b>% Arcilla</b>	<b>% Limo</b>
Febrero de 2022	1	56.76	3.24	40
	2	62	ND <sup>3</sup>	38
	3	64.76	1.24	34
	4	80.04	1.96	18
	5	100	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>
	6	100	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>
	7	100	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>
Mayo de 2022	1	62.04	1.96	36
	2	49.32	3.96	46.72
	3	68.04	1.96	30
	4	80.04	1.96	18
	5	100	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>
	6	100	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>
	7	100	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>
Septiembre de 2022	1	56.76	1.24	42
	2	78.04	1.96	20
	3	84	ND <sup>3</sup>	16
	4	80.04	1.96	18
	5	100	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>
	6	98.04	1.96	ND <sup>3</sup>
	7	98	ND <sup>3</sup>	ND <sup>3</sup>

<sup>3</sup>No detectado