



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA

(QUÍMICA ACUÁTICA)

DETERMINACIÓN DE METALES EN UN ÁREA NATURAL PROTEGIDA: ESTERO EL
SALADO, PUERTO VALLARTA, JALISCO

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:
Q. A. BARBARA NICCOL MORENO CALDIÑO

TUTOR:
DR. FERNANDO A. GONZÁLEZ FARÍAS,
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.

COMITÉ TUTORAL

Dr. Alfonso Vázquez Botello, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.
Dr. Francisco Flores Verdugo, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.
Dr. Antonio Z. Márquez García, Universidad Autónoma Metropolitana.
Dr. Felipe García Oliva, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad.

MÉXICO, D. F. OCTUBRE 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



*Posgrado en
Ciencias del Mar
y Limnología*

Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología:
Universidad Nacional Autónoma de México



**DETERMINACIÓN DE METALES EN UN ÁREA NATURAL PROTEGIDA: ESTERO EL SALADO,
PUERTO VALLARTA, JALISCO**

T E S I S

Que para obtener el Título de

Maestro en Ciencias del Mar y Limnología
(Química Acuática)

P r e s e n t a

Q.A. Barbara Niccol Moreno Caldiño

Director de Tesis: Dr. Fernando A. González Farías

**Comité tutorial: Dr. Alfonso Vázquez Botello
Dr. Francisco Flores Verdugo
Dr. Antonio Z. Márquez García
Dr. Felipe García Oliva.**

México, D.F., Octubre de 2015.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por brindarme fuerza y decisión

Agradezco infinitamente a la Universidad Nacional Autónoma de México y al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por poner a mi alcance una nueva área de conocimiento, la cual reorientó mi perspectiva profesional.

Al CONACyT por la beca otorgada 492294.

Agradezco a mi asesor de tesis, Dr. Fernando González Farías por permitirme formar parte de su proyecto de investigación y formarme en el estudio de los sistemas costeros.

A mi comité tutorial: Dr. Alfonso Vázquez Botello, Dr. Felipe García Oliva, Dr. Francisco Flores Verdugo, Dr. Antonio Zoilo Márquez García y Dra. Luz Ma. García de la Parra (q.e.p.d.) por su valiosa orientación y aportaciones a esta tesis

Al personal del Estero El Salado por su apoyo durante el trabajo de campo.

A mis padres y asesores de vida Elsa Caldiño y Ramón Moreno, porque me apoyaron con los recursos materiales necesarios, pero sobre todo, porque su amor, paciencia y fe en mi, hicieron posible este proyecto. Esta tesis también la hicieron ustedes.

A mi familia por estar al pendiente de mis avances, especialmente, mis primas Yasmin y Andrea Godínez Ávila, mi tía Herlinda Ramírez Ávila y mi primo Darío Martínez Moreno.

A mis amigos y compañeros del posgrado, por todos esos ratos amenos y también por sus meritorias opiniones, las cuales fueron de mucha ayuda para mi desarrollo escolar y el desarrollo de esta tesis: Biol. Arianna Olivares, Biol. Claudia Dorantes, M en C. Jesús Alberto Valentino Álvarez, Q.F.B. Brenda Robledo. M en C. Carlos Jiménez, Biol. Omar Rivera Cervantes.

A las dos cuatro patas de la familia, por su incondicional compañía.

*“Qué inapropiado llamar Tierra a este planeta,
cuando es evidente que debería llamarse Océano.”*

Arthur C. Clarke

ÍNDICE

	Página
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Importancia de la zona costera.	1
1.2. Metales traza en zonas costeras.	3
2. JUSTIFICACIÓN	5
3. OBJETIVOS	6
3.1. Objetivo general	6
3.2. Objetivos particulares	6
4. ANTECEDENTES	7
5. GENERALIDADES	8
5.1. Suelos	8
5.2.1. Materia orgánica	10
5.2.2. Composición mineral	10
6. IMPORTANCIA DEL ÁREA DE ESTUDIO	14
6.1. Área de Estudio	14
6.1.1. Estación A	16
6.1.2. Estación B	17
6.1.3. Estación C	17
7. MATERIALES Y MÉTODOS	18
7.1. Trabajo de Campo	18
7.1.2. Muestras de sedimento	18
7.1.3. Muestras de agua intersticial	18
7.2. Trabajo de Laboratorio	18
7.2.1. Muestras de sedimento	18
7.2.2. Muestras de agua intersticial	20
7.3. Análisis Estadístico	21
8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	22
8.1. Agua intersticial	22
8.2. Granulometría	24
8.2.1. Arenas	24
8.2.2. Limos y arcillas	24
8.3. Carbono orgánico	25
8.4. Metales	27
8.4.1. Metales mayoritarios	27
8.4.1.1. Hierro, manganeso y aluminio totales	27
8.4.1.2. Magnesio Total	29
8.4.2. Metales traza	30
8.4.2.1. Níquel total	30
8.4.2.2. Cobre total	31
8.4.2.3. Zinc total	32
8.4.2.4. Cobalto total	33
8.4.3. Metales traza no esenciales	34
8.4.3.1. Arsénico total	34
8.4.3.2. Cadmio total	35

8.4.3.3. Cromo total	36
8.4.3.4. Mercurio total	37
8.4.3.5. Plomo total	38
8.4.3.6. Plata total	39
8.4.3.7. Vanadio total	40
8.4.3.8. Estroncio total	41
8.4.3.9. Bario total	42
8.4.4. Metales totales y concentraciones permisibles	43
8.4.4.1. Metales mayoritarios	43
8.4.4.2. Metales traza esenciales	43
8.4.4.2. Metales traza: no esenciales	49
8.4.5. Metales mayoritarios	45
8.4.5.1. Hierro, manganeso y aluminio lixiviados	45
8.4.5.2. Níquel lixiviado	46
8.4.5.3. Cobre lixiviado	47
8.4.5.4. Zinc lixiviado	48
8.4.5.4. Cobalto lixiviado	49
8.4.6. Metales traza no esenciales	50
8.4.6.1. Arsénico lixiviado	50
8.4.6.2. Cadmio lixiviado	51
8.4.6.1. Cromo lixiviado	52
8.4.6.1. Plomo lixiviado	52
8.4.6.1. Vanadio lixiviado	53
8.4.6.1. Estroncio lixiviado	53
8.4.6.1. Bario lixiviado	54
9. CONCLUSIONES	58
10. REFERENCIAS	60
ANEXO I	70
ANEXO II	71
ANEXO III	75

Índice de Figuras

No.	Nombre	Pag.
1	Ubicación geográfica del Área Natural Protegida, Estero El Salado.	15
2	Ubicación de las estaciones de muestreo A, B y C en el Área Natural Protegida Estero El Salado.	16
3	Estación A con predominancia de <i>Rhizophora mangle</i> .	16
4	Estación B con abundancia de <i>Rhizophora mangle</i> y <i>Avicennia Germinans</i> .	17
5	Estación C con presencia de <i>Laguncularia racemosa</i> .	17
6	Nucleador y pozo	18
7	Analizador ICP. Laboratorio de Análisis Físicoquímicos (ICML)	19
8	Analizador láser de partículas. Laboratorio de Sedimentología (ICML)	20
9	Equipo multiparamétrico WTW. Laboratorio de Química Ambiental (ICML)	20
10a	Valores de pH	23
10b	Valores de salinidad	23
10c	Valores de carbono orgánico total (COT)	23
11	Porcentajes de tamaño de partícula: arenas, limos y arcillas	25
12	Concentraciones de carbono orgánico	26
13a	Concentraciones de hierro total	28
13b	Concentraciones de manganeso total	28
13c	Concentraciones de aluminio total	28
14	Concentraciones de magnesio total	29
15	Concentraciones de níquel total	30
16	Concentraciones de cobre total	31
17	Concentraciones de zinc total	33
18	Concentraciones de cobalto total	33
19	Concentraciones de arsénico total	34
20	Concentraciones de cadmio total	35
21	Concentraciones de cromo total	36
22	Concentraciones de mercurio total	37
23	Concentraciones de plomo total	38
24	Concentraciones de plata total	39
25	Concentraciones de vanadio total	40
26	Concentraciones de estroncio total	41
27	Concentraciones de bario total	42
28a	Concentraciones de hierro lixiviado	45
28b	Concentraciones de manganeso lixiviado	46
28c	Concentraciones de aluminio lixiviado	46
29	Concentraciones de níquel lixiviado	46

30	Concentraciones de cobre lixiviado	47
31	Concentraciones de zinc lixiviado	48
32	Concentraciones de cobalto lixiviado	49
33	Concentraciones de arsénico lixiviado	50
34	Concentraciones de cadmio lixiviado	51
35	Concentraciones cromo lixiviado	52
36	Concentraciones de plomo lixiviado	52
37	Concentraciones de vanadio lixiviado	53
38	Concentraciones de estroncio lixiviado	54
39	Concentraciones de bario lixiviado	54

Índice de Tablas

1.	Grupos de suelo del sistema de clasificación WRB	9
2a.	Características y origen natural y antropogénico de los metales abordados en este estudio.	12
2b	Características y origen natural y antropogénico de los metales abordados en este estudio.	13
3.	Matriz de coeficientes de correlación	55
4a	Comparativo de concentraciones de metales traza: Estero El Salado y otros cuerpos de agua	56
4b	Comparativo de concentraciones de metales traza: Estero El Salado y otros cuerpos de agua	57

1. Introducción.

1.1 *Importancia de la zona costera*

Las zonas costeras son áreas con grandes posibilidades de aprovechamiento, debido a la presencia de ecosistemas lagunares que se caracterizan por su diversidad de recursos naturales y su alta fragilidad (SEMARNAP, 1996).

En México, la zona marítima tiene una extensión de poco más de 11,122 kilómetros de litoral, de los cuales 8 261 km corresponden a estados que tienen acceso al Océano Pacífico y Golfo de California, mientras que los estados del Golfo de México y Mar Caribe comparten 2 861 km de línea de costa (INEGI, 2010).

De las 32 entidades federativas del país, 17 tienen frente litoral, 11 de los cuales se encuentran en el Océano Pacífico (Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca y Chiapas) y seis en el Golfo de México y Mar Caribe (Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo).

Además, esta zona marítima cuenta con 500,000 kilómetros cuadrados de plataforma continental y con 16,000 kilómetros cuadrados de superficie estuarina (SEMARNAP, 1996). De acuerdo con Lankford (1977) el país cuenta con más de 125 lagunas costeras, las cuales abarcan una superficie total de aproximadamente 12,600 km² que cubren 33% de sus litorales.

Los sistemas lagunares estuarinos son cuerpos de aguas semicerrados con dilución de agua salina (Pritchard 1967) y ecológicamente se caracterizan como un ecotono costero (Carbajal y Chavira, 1985). Estos sistemas tienen una alta productividad tanto primaria como secundaria ya que la energía disponible es mayor comparada con la de otros ecosistemas acuáticos. El alto aporte energético les permite funcionar como sitios de reproducción y crianza diferentes organismos marinos entre los que se cuentan 400 especies de peces, 50 de moluscos y 90 de crustáceos, asociados en cierta fase de su vida a la comunidad del manglar por lo que varias pesquerías dependen de la conservación de estos ecosistemas (Contreras y Castañeda, 2004; Contreras 2005; Lara-Lara, *et al.*, 2008).

La vegetación es otro de los componentes importantes de estos sistemas, que en zonas tropicales se encuentra constituida por bosques de manglar, principalmente.

En México destacan por su extensión, los bosques de las regiones de Teacapán-Agua Brava-Marismas Nacionales y San Blas (sur de Sinaloa-Nayarit), Chantuto-Teculapa-Panzacola (Chiapas) y Laguna de Términos (Campeche), comprenden una superficie de 240,000 ha lo que corresponde 40-50% de la totalidad de los manglares del país. En general se puede decir que los manglares de la costa occidental de México son menos extensos y menos desarrollados que los del Golfo de México (Contreras y Castañeda 2004; Flores-Verdugo *et al.*, 2007).

La zona costera es una zona altamente productiva porque funciona como zona de reproducción y crianza de varios organismos marinos entre los que se cuentan 400 especies de peces, 50 de

moluscos y 90 de crustáceos (algunos de importancia comercial), asociados en cierta fase de su vida a la comunidad del manglar (Contreras y Castañeda, 2004; Contreras, 2005)

Estos sitios también representan sitios de anidación y alimentación de un elevado número de aves residentes y migratorias, destacando los sistemas del noroeste de México, Istmo de Tehuantepec e islas del Golfo de California. Tovilla y Arce (2010) indican que en la zona costera-marina mexicana se ha estimado una riqueza de 20.796 especies, de las cuales más de 700 están listadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo) clasificadas bajo el status en riesgo, amenaza o en peligro de extinción, de ellas aproximadamente unas 300, son endémicas.

En la zona costera mexicana, se pueden agrupar, las siguientes actividades comerciales e industriales:

- Pesca.
- Extracción petrolera.
- Turismo y desarrollo urbano.
- Portuarias.
- Industriales y mineras.

Estas actividades demandan mano de obra lo causando flujos humanos hacia esta zona (Carbajal y Chavira, 1985; SEMARNAT, 1996):

En México, la zona costera es habitada por aproximadamente 15% de la población del país y se espera que para el año 2030 aumente a 55 millones (CONAPO, 2006). Empero, el crecimiento poblacional se ha llevado a cabo de manera irregular, lo cual dificulta el ordenamiento territorial, la cobertura de servicios básicos para la población, y la interferencia entre las mismas actividades económicas provocando presiones económicas, sociales, institucionales y ambientales sobre esas zonas costeras y marinas (Lara-Lara *et al.*, 2008; SEMARNAT, 2012).

Este desarrollo socioeconómico también ha sido causa de la fragmentación, urbanización, erosión, contaminación y degradación de los ecosistemas.

A medida que las actividades económicas crecen se presentará una relación directa con el daño ambiental de las zonas costeras (de la Lanza-Espino, 2010). Tomando en cuenta las actividades humanas realizadas en las costas mexicanas, los contaminantes más abundantes en las costas de México son los desechos de petróleo y petroquímica, desechos industriales, desechos domésticos y desechos agrícolas y aguas de enfriamiento. Ponce y Botello (2005) indican que la descarga de aguas residuales urbanas e industriales sin tratamiento previo en ríos y mares, han provocado una elevada contaminación en estuarios, lagunas y la zona marina adyacente.

Los efectos de estos contaminantes se observan en las alteraciones a la capacidad de mitigación y restablecimiento, así como sobre la estructura trófica de los sistemas, al reducir la diversidad eliminando las especies más sensitivas (Carbajal y Chavira, 1985). Existen además, otras amenazas que afectan la fauna y flora de las zonas costeras:

Tovilla y Arce (2010) indican que la constante demanda de agua dulce en la agricultura, la cual actualmente ocupa 6,9 millones de ha en la zona costera, ha provocado la sobreexplotación del agua del subsuelo, ríos y arroyos del litoral, produciendo desecación de humedales y salinización de muchos sitios. Este proceso ya es crítico en todo el noroeste del litoral mexicano, donde la agricultura está bastante extendida. La industria petrolera nacional ha contribuido con la contaminación de los humedales mediante la liberación de hidrocarburos, sus mayores efectos se observan en las lagunas costeras y estuarios del Golfo de México y sureste del Pacífico del país.

En México la pesca ribereña es de gran importancia comercial, ya que su valor económico representa más del 70% del total de la pesca nacional, ya que se caracteriza por capturar organismos de elevado valor como el abulón, la langosta y el camarón. Sin embargo tanto las pesquerías de la zona ribereña como las de mar abierto enfrentan problemas severos para su subsistencia debido a la sobreexplotación, la pesca ilícita y no selectiva, y la falta de seguimiento a las vedas (Contreras, 2004; Tovilla y Arce, 2010).

Por otro lado la construcción de diques, embalses, canales, terraplenes y la modificación del hábitat provocan la fragmentación de los sistemas, aislándolos de sus fuentes de nutrientes y modificando su hidrodinámica (Carbajal y Chavira, 1985).

La explotación selectiva de algunas especies de mangle, para autoconsumo o para la obtención de maderas, leña y carbón, elimina una parte de los componentes del bosque. La consecuente pérdida de vegetación terrestre, ha colocado en posición vulnerable a moluscos, crustáceos, peces, anfibios, aves y mamíferos (Tovilla, 1994).

Hay que señalar que las zonas costeras (bahías, laguna costeras, estuarios), pueden aprovecharse como sitios de asentamientos humanos y de desarrollo industrial, pero tomando en cuenta los efectos de la contaminación, y aplicando correctamente la legislación ambiental para regular los efectos de cualquier tipo de actividad que se lleve a cabo (SEMARNAP, 1996).

De la lanza-Espino *et al.* (2010) indican que para su correcta conservación, es necesario hacer uso de información, de las diferentes fuentes científicas y oficiales, que incluyan todas las áreas posibles: geología, física costera, hidrología y clima, fisicoquímica o calidad del agua y biología, así como las actividades socioeconómicas que se llevan a cabo para así poder definir los impactos a que están sujetas.

Actualmente, parte de las acciones nacionales que se llevan a cabo para mejorar la situación de las zonas marinas y costeras de México incluyen la creación de 68 áreas protegidas en ecosistemas marinos y litorales y el desarrollo de políticas que permitan el manejo integral y sustentable de las costas en las cuales se busca mantener y recuperar la riqueza natural de estas regiones (PROFEPA, CIMARES, 2012).

1.2 Metales en las zonas costeras

Los metales son de gran interés debido a sus interacciones con otros elementos inorgánicos (principalmente cationes), a su participación en ciclos biogeoquímicos y en el metabolismo de los organismos vivos. De manera natural, se presentan en la corteza terrestre y son liberados por

medio de las erupciones volcánicas y por el intemperismo de las rocas (Carbajal y Chavira, 1985; Lara-Lara *et al.*, 2008, Lechuga-Devéze, 2009).

Cuando son liberados por actividades antropogénicas, se acumulan en los residuos urbanos, por medio de los cuales consiguen introducirse al medio ambiente a través de la lluvia o por medio de lixiviados que pueden contaminar aguas subterráneas, aguas superficiales y suelos, sobre todo si los sitios de desecho no se encuentran debidamente impermeabilizados, como es el caso de los tiraderos clandestinos (Giraldo, 1997; Medina *et al.*, 2002; Robles-Martínez, 2011).

El transporte de metales en medios acuáticos se facilita debido a la gran afinidad que tienen estos elementos por el material suspendido, el cual es abundante en los ríos. De esta forma pueden llegar a las zonas costeras y cuerpos de agua tales como estuarios y lagunas costeras (Acosta *et al.*, 2002).

En los bosques de manglar la producción de hojarasca y su elevada biomasa aportan grandes cantidades de materia orgánica hacia los cuerpos de agua adyacentes (Zaldivar-Jiménez *et al.*, 2004; Flores Verdugo *et al.*, 2007). Dicho aporte de materia orgánica, combinado con el agua, propicia las condiciones reductoras de los suelos, por lo que proveen a estos sistemas con una gran capacidad para almacenar residuos orgánicos y metales, lo que les confiere una gran capacidad para la captura y la filtración de estos elementos químicos.

Por otro lado, también se debe considerar que otros procesos físicos como la adsorción y desorción de metales, los cuales dependen tanto de las propiedades del suelo (contenido de materia orgánica, pH, potencial redox, tipo de minerales, la capacidad de intercambio catiónico), así como de la concentración, la especiación y la solubilidad de los iones acumulados (van Loon y Duffy, 1999; Yin *et al.*, 2001; Parra y Espinosa, 2007; CONABIO, 2012). Esto sugiere que al menos una parte de los metales retenidos en los sedimentos puede regresar a la columna de agua si las condiciones físicas y químicas varían, convirtiendo a los sedimentos en una segunda fuente de contaminación de metales (Tam y Wong, 1996). Lo anterior es de particular importancia debido a que los metales que se encuentran en el medio tienen la capacidad de acumularse en los tejidos de los organismos e incrementar de esta manera, su concentración, en los distintos niveles de las cadenas tróficas (Villanueva y Botello, 1998; Navarro, 2007).

Debido al aumento de las actividades antropogénicas cercanas a las costas mexicanas se han realizado varios estudios que se enfocan en la determinación del enriquecimiento por metales pesados en sedimentos. Estas investigaciones adquieren particular importancia tomando en cuenta que el país posee una gran extensión costera y que los bosques de mangle de la República Mexicana cubren un total de 655,667 ha. En el estado de Jalisco, el total de la superficie ocupada por el mangle, abarca un total de 2,201 ha. (CONABIO, 2010).

En este sentido el bosque de mangle ubicado en el Área Natural Protegida “Estero El Salado” Puerto Vallarta, Jalisco puede generar condiciones propicias para la acumulación de metales, debido al lavado de las rocas por los escurrimientos, la cercanía de la avenida costera, las descargas de la planta de tratamiento de aguas residuales y las inmediaciones urbanas (Plan de manejo del Estero el Salado, 1999).

2. Justificación

El desarrollo del presente estudio fue motivado por la falta de trabajos previos, que analicen la presencia de metales en el Estero “El Salado” en la ciudad de Puerto Vallarta, Jalisco. Para su realización, se consideraron algunos metales comunes de la corteza terrestre (hierro, aluminio y magnesio) y metales traza (i. e. cobre, zinc, plomo, cromo, mercurio, cadmio, plata, vanadio, arsénico, cobalto, estroncio y níquel) muy comunes en otros cuerpos de agua costeros del Pacífico mexicano, con actividad antropogénica cercana, así como otros elementos de menor presencia (boro y bario).

Mediante el análisis de los sedimentos recolectados, se observará si la relación entre la granulometría y el contenido de carbono orgánico afectan el transporte y lixiviación de los metales. La información obtenida contribuirá a mejorar los esfuerzos encaminados a la protección del Estero El Salado y así identificar posibles fuentes de contaminación por metales, en la flora y fauna que en él se desarrollan; además ayudarán a ampliar la perspectiva del efecto de las actividades antropogénicas sobre el entorno ambiental del municipio de Puerto Vallarta, Jalisco.

3. Objetivos:

3.1 *Objetivo general.*

Conocer la distribución y la variación temporal y espacial del contenido de metales (totales y lixiviados) en los sedimentos superficiales del Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco,

3.2 *Objetivos particulares:*

- Conocer la variación de los parámetros fisicoquímicos de agua intersticial: pH, salinidad y carbono orgánico disuelto (COD) respecto a al cambio de temporada y localidad.
- Obtener el contenido de metales mayores (Al, Fe, Mn y Mg) y los metales traza (Ni, Sr, Hg, As, Ag, Zn, V, Ba, Pb, Cr, Cd, Cu, Co) en los sedimentos del Estero El Salado.
- Determinar la granulometría y el contenido de carbono orgánico de los sedimentos.
- Correlacionar el contenido de metales totales, con el contenido de carbono orgánico y el tamaño de las partículas del sedimento para conocer su posible origen.
- Determinar el porcentaje de lixiviación de los metales.
- Conocer si los metales analizados, pueden alcanzar concentraciones consideradas tóxicas, para los organismos del Estero El Salado.

4. Antecedentes.

La Bahía de Banderas localizada en los estados de Jalisco y Nayarit cuenta con tres cuerpos de agua costeros principales: Laguna el Quelele, Estero Boca de Tomates y Estero El Salado; estos dos últimos se hallan en el municipio de Puerto Vallarta, Jalisco.

A partir del periodo 1980-1990 este municipio registró un vertiginoso incremento de la población, lo que conllevó al incremento de actividades económicas relacionadas con la ganadería, la agricultura, la industria de prendas de vestir, muebles de madera y principalmente, el turismo. Asimismo, destaca el hecho de que en esta década, el 50% del manglar en el Estero El Salado fue retirado para permitir el desarrollo de la Marina Vallarta, cuya segunda etapa de desarrollo conocida como Marina II generó oposición social, lo cual derivó en esfuerzos colectivos para la protección de lo que restaba del estero. Debido a lo anterior, el 27 de julio del año 2000 el Estero El Salado fue promulgado como área natural protegida bajo la categoría de zona de conservación ecológica, con el decreto No. 18431, creándose el Fideicomiso para la protección del Estero El Salado y Desarrollo de Áreas Colindantes (Plan de Manejo Estero El Salado, 1999).

Las investigaciones realizadas en el estero, se han enfocado en la descripción ecológica del área; Estrada-Durán (2011) indica que el estero posee un bosque de mangle joven, en estado de recuperación con una producción de hojarasca estimada en $0.256 \text{ kg ps/m}^2\text{año}^{-1}$, siendo *Rhizophora mangle* la especie vegetal con mayor aporte.

Cupul-Magaña (2000) ha señalado que el Estero El Salado funciona como espacio para la alimentación, descanso y anidación de aves acuáticas, debido a que se han registrado 131 especies de aves (Molina *et al.*, 2012) y se le considera un sitio crítico para la conservación de la guacamaya verde (*Ara militaris*) (Ornelas-Carrilo *et al.*, 2013).

El Estero El Salado también es lugar de crianza para otras especies de animales tales como *Dormitator latriformis* cuyas larvas son las más abundantes entre el ictioplancton del Estero; de acuerdo con Navarro-Rodríguez *et al.* (2004), su cantidad varía dependiendo de las condiciones de marea y época del año. *Uca latimanus* es un crustáceo característico del Estero, para esta especie, la temporalidad también influye en su abundancia, siendo la época de lluvias cuando más se reproduce (Cupul-Magaña (2005).

5. Generalidades.

5.1 *Estuarios y ecosistemas de manglar.*

De acuerdo con Contreras (1993), las aguas estuarinas se definen como aquellas superficies acuáticas, en donde se lleva a cabo una mezcla entre agua dulce proveniente del continente y el agua oceánica, por medio del fenómeno mareal. La importancia de estos ecosistemas radica en que presentan una elevada productividad que constituye una fuente de alimentación para diversos organismos que se desarrollan tanto en el océano como en el mismo estuario, además de ofrecer hábitat, refugio y ser zonas de reproducción, desove y crianza de diferentes especies biológicas (Finalyson y Moser, 1991).

La vegetación que se encuentra alrededor de estos cuerpos de agua está constituida por bosques de manglar, los cuales son ecosistemas que se hallan en latitudes tropicales y subtropicales, constituidos por árboles y arbustos halófila, adaptadas en mayor o menor medida a los suelos anóxicos y a las inundaciones periódicas por efecto de las mareas (Finalyson y Moser, 1991).

El concepto de manglar también incluye las especies individuales del manglar (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*) hasta otras formas de vegetación asociada a los bosques, tales como *Pachira aquática*; *Bromelia pinguin* L., *Anthurium schlechtendalii* Kunth (Lot et al., 1975), entre otros.

5.2 *Suelos.*

Los suelos se componen principalmente de materia orgánica y materia mineral, la cual comprende rocas ígneas y sedimentarias así como sedimentos no consolidados (Fitzpatrick, 1996). La formación de los suelos también implica la participación de otros factores importantes, entre los cuales se incluyen el clima (temperatura y lluvias), vegetación, topografía, tiempo e incluso actividad antropogénica (degradación, contaminación, etc.) (Kabata-Pendias, 2011).

Los suelos son sistemas dinámicos y complejos dentro de los cuales ocurren procesos químicos tales como la hidratación, hidrólisis y las reacciones de oxido-reducción, procesos físicos como agregación, congelamiento y deshielo, expansión y contracción y procesos biológicos como la humificación. Todos estos factores se combinan para dar lugar a una variedad de suelos con propiedades distintas. Actualmente la base Referencial Mundial del recurso del Suelo (WRB) abarca 32 Grupos de Suelos de Referencia. Se basa en las propiedades del suelo en términos de las cuales se relacionan con los procesos de formación del suelo (FAO, 1999; Reyes-Jaramillo, 2013)

Tabla 1. Grupos de suelo del sistema de clasificación WRB

<i>Tipo de Suelo</i>	<i>Característica</i>
Histosoles	Suelos Orgánicos
Antrosoles	Suelos Generados por la influencia humana
Tecnosoles	
Criosoles	Suelos con limitación severa para enraizamiento
Leptosoles	
Vertisoles	Suelos que están o han estado fuertemente influenciados por el agua.
Fluvisoles	
Solonetz	
Solonchanks	
Gleysoles	
Andosoles	La química del hierro (Fe) y/o aluminio (Al) juegan un papel importante en su formación
Podzoles	
Plintosole	
Nitisoles	
Ferralsoles	
Planosoles	Suelos con procesos hidromórficos (las características quedan determinadas por un exceso de agua)
Stagnosoles	
Chernozems	Suelos de regiones de estepa, con horizonte superficial rico en humus.
Kastañozems	
Phaeozems	
Gipisoles	Suelos de regiones áridas con acumulación de yeso, sílice y carbonato de calcio respectivamente.
Durisoles	
Calcisoles	
Albeluvisoles	Suelos con subsuelo rico en arcilla.
Alisoles	
Acrisoles	
Luvisoles	
Lixisoles	
Umbrisoles	Suelos relativamente jóvenes con muy poco o ningún desarrollo de perfil
Arenosoles	
Cambisoles	
Regosoles	

En las costas mexicanas, los suelos donde se desarrollan los mangles son del tipo gleysol. Los cuales también favorecen la reducción del hierro y vertisol con textura de migajón arcilloso donde las partículas individuales se agrupan en granos pequeños casi esféricos. El agua circula muy fácilmente a través de esos suelos. Se debe señalar también que en los ecosistemas de manglar *Rhizophora mangle* se establece en suelos con alto contenido de materia orgánica y arenas, a diferencia de los *Avicennia geminans* que requieren un menor contenido de materia orgánica y un tamaño de partícula más diverso (Hernández-Vanegas 2013).

5.2.1 *Materia orgánica*

De la Lanza-Espino (1994) menciona que la definición para materia orgánica, se refiere a la materia disuelta y la materia particulada, siendo la primera aquella que es capaz de pasar por un filtro con poros de 0.2-0.5 μm . La materia orgánica particulada (MOP) y disuelta (MOD) también pueden expresarse como carbono orgánico particulado (COP) y carbono orgánico disuelto (COD) respectivamente.

Respecto a este concepto, Contreras (1993) señala que el material orgánico, que no forma parte de los organismos vivos se encuentra en una fracción lábil conformada por proteínas, ácidos grasos y carbohidratos, además de otra fracción, refractaria mucho más resistente a la descomposición microbiana, la cual incluye anillos aromáticos y compuestos húmicos derivados de la descomposición de la lignina. Este material en proceso de desintegración, se conoce en general como detritus o detrito (Odum, 1972).

En los cuerpos costeros la producción de sustancias húmicas y la liberación de material orgánico en diferentes etapas de descomposición es alta, por lo cual se acumulan en gran cantidad en los sedimentos, y junto con la actividad microbiana crean características particulares en los suelos, entre las que se encuentran el agotamiento de oxígeno y valores de pH y potencial redox bajos como ya se ha mencionado anteriormente (De la Lanza-Espino, 1994)

5.2.2 *Composición mineral de los suelos.*

- *Minerales primarios.*

Los minerales primarios constituyen la fracción más abundante de materia inorgánica y son la fuente original de la mayoría de los elementos químicos. En esta clase, abundan los feldespatos, anfíboles, piroxenos, micas, cuarzos y olivinos. Su composición química incluye silicio, aluminio, hierro, sodio, potasio, calcio, magnesio y fósforo (Fitzpatrick, 1996; Kabata-Pendias, 2011).

- *Minerales secundarios arcillosos y otros aluminosilicatos.*

La mayor parte de las arcillas se encuentra conformada por aluminosilicatos secundarios, los cuales se clasifican en tres grupos principales: caoliníticos, montmorilloníticos e ílíticos o mica hidratada. Junto con la materia orgánica dotan a los suelos de la mayoría de sus propiedades químicas y físicas. Su estructura mineral abarca óxidos de silicio, aluminio, titanio, calcio, magnesio, potasio y sodio. Se distinguen por tener un tamaño de partícula no mayor a dos micras y una gran capacidad de adsorción de metales traza a causa de su pequeño tamaño y su gran área superficial. Entre más grande es la capacidad de intercambio catiónico de las arcillas mayor es su capacidad para ligar iones metálicos (Kabata-Pendias, 2011)

- *Óxidos e hidróxidos.*

Muchos óxidos e hidróxidos de minerales suelen aparecer de manera común en los suelos. Tomando en cuenta su capacidad de unión con metales traza, los más importantes son los óxidos de hierro y manganeso y en algunos casos los óxidos de aluminio.

- *Metales traza*

Son elementos químicos cuya concentración en la corteza terrestre es menor a 1000 mg/kg. Cuando su densidad es mayor a 6 g/cm³ son considerados como metales pesados.

Algunos metales traza funcionan como nutrientes esenciales (oligoelementos) y resultan tóxicos cuando se hallan en exceso, tal es el caso de B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn. Metales como Pb, Cd, Hg no tienen funciones biológicas conocidas y son altamente tóxicos para los humanos. (Alloway, 1990; van Loon y Duffy, 1999; Navarro, 2007; Kabata-Pendias, 2011). Pueden estar incorporados en carbonatos y fosfatos (suelos bajo condiciones oxidantes) y formar sulfuros (condiciones reductoras); en zonas semiáridas, precipitan junto a sulfuros de hierro, sulfatos y cloruros (Kabata-Pendias, 2011).

A pesar de que los elementos traza se derivan principalmente de las rocas parentales, su distribución en determinados perfiles de suelo, también reflejan los procesos pedogénicos y el impacto de factores externos. Entre los parámetros principales que gobiernan los procesos de adsorción y desorción de los elementos traza en los suelos y por tanto su concentración, se incluyen el grado de acidez-alcalinidad (pH), la capacidad de oxido-reducción (Eh), la fracción granulométrica fina (<0.02 mm), el contenido de materia orgánica; y la presencia de óxidos e hidróxidos (principalmente de hierro, manganeso y aluminio) y la actividad de los microorganismos (Kabata-Pendias, 2011).

Es importante resaltar que las actividades antropogénicas también propician la liberación de metales al ambiente y por tanto, representan una fuente de contaminación. La agricultura y la minería, generan desechos que contienen metales que al ser transportados por agua o viento causan la contaminación de zonas aledañas; a su vez, las áreas cercanas a complejos urbanos y que reciben aguas residuales de desecho, presentan altos contenidos de metales (Alloway, 1990; Zafra-Mejía *et al.*, 2007).

La siguiente tabla muestra las fuentes y características de los metales abordados en el presente estudio.

Tabla 2. Características y origen natural y antropogénico de los metales abordados en este estudio.

Metal	Origen y usos.
As	Es un metaloide distribuido ampliamente en casi todas las rocas y minerales en forma de arsenatos. Generalmente las especies químicas de arsénico que se encuentran en el suelo, no son las más tóxicas. Las fuentes antropogénicas incluyen pesticidas, efluentes industriales y la industria minera.
Cd	Está distribuido en rocas ígneas y sedimentarias. Sus propiedades geoquímicas son similares al zinc y tiene mucha afinidad por el azufre. En rocas, puede substituir otros cationes divalentes tales como Zn^{+2} , Co^{+2} , Ni^{+2} , Fe^{+2} , Mg^{+2} y a veces Ca^{+2} . Es subproducto de la refinación del zinc y aleaciones. Se encuentra como pigmento de plásticos y en baterías de Ni-Cd. Las aguas residuales también contienen Cd proveniente de productos domésticos y efluentes industriales. Puede acumularse en los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales. Los mayores contribuyentes a la contaminación de Cd son los fertilizantes.
Cr	Elemento asociado a rocas ígneas. Presenta varios estados de oxidación desde +2 a +6 pero en ambientes naturales presenta de +3 a +6. El mineral más común es la cromita. Puede estar contenido en fertilizantes. El cromo puede ser liberado por actividades metalúrgicas, efluentes industriales y por medio de productos tales como tintes, pigmentos, vidrios, cerámicas, pegamentos y preservantes de madera.
Ni	Se encuentra en rocas ígneas. Es altamente afín al hierro y frecuentemente se une a óxidos de este metal y a óxidos de manganeso. Es utilizado en electrónicos y baterías. Puede estar contenido en fertilizantes. La principal fuente antropogénica la representan los combustibles y las aguas de desecho.
Cu	Es abundante en rocas ígneas y forma parte de minerales muy solubles. Se usa principalmente en la producción de alambre y en aleaciones de bronce. Los fertilizantes, lodos de aguas residuales y fungicidas son fuente de altas concentraciones de cobre.
Pb	Forma parte de rocas ígneas. La galena (PbS) es el mineral con mayor contenido de plomo. Las principales fuentes antropogénicas son la minería, las aguas y lodos residuales y los combustibles. En suelos urbanos las fuentes también incluyen plásticos, insecticidas, baterías de carros y pinturas.
Mn	Es uno de los elementos más abundantes en la litósfera, principalmente en las rocas ígneas. Los iones Mn^{+3} y Mn^{+4} pueden estar presentes en minerales, pero el estado de oxidación +2 es el más frecuente, el cual puede reemplazar a los iones divalentes Fe^{+2} y Mg^{+2} en silicatos y óxidos. Es usado en baterías eléctricas, aceros y fertilizantes.

Co	Las rocas ígneas poseen el mayor contenido de cobalto. Este elemento se encuentra ocluido en minerales de hierro y no forma minerales por sí solo. Los estados de oxidación más comunes en ambientes terrígenos son Co^{+2} y Co^{+3} . Es usado en la manufactura de aceros y vidrio y pigmentos. Puede ser liberado tras la aplicación de fertilizantes o sales que contengan este metal.
Hg	Las rocas ígneas son la principal fuente natural de mercurio. Sus características geoquímicas incluyen la afinidad por azufre y la volatilidad de sus compuestos orgánicos como el metilmercurio. Las actividades antropogénicas que influyen en el aumento de mercurio, incluyen la minería y fundición de Cu y Zn, la generación de lodos residuales, el uso de combustibles fósiles y el uso de fertilizantes y fungicidas.
Zn	Se encuentra distribuido en rocas ígneas. En los silicatos puede substituir al Mg^{+2} . Las fuentes contaminantes principales son los lodos residuales, la minería y los fertilizantes, estos últimos puede causar que el Zn se acumule en los cultivos.
Ag	Este elemento tiene características geoquímicas similares a las de cobre. La plata es utilizada en equipos electrónicos, aleaciones, envases y joyería. Se reduce fácilmente y en su forma elemental no se encuentra disponible para los organismos
V	Se halla en rocas ígneas. Su comportamiento en el suelo depende de su estado de oxidación: +2 a +5 y la acidez del medio. No forma minerales pero reemplaza a otros metales como Fe, Ti y Al en estructuras cristalinas. Es utilizado en la industria metalúrgica, en electrónicos y en tintas. El vanadio es el principal metal traza en productos del petróleo incluyendo combustibles fósiles y otros subproductos.
Ba	Se encuentra presente en las rocas ígneas y sedimentarias
Fe	Su abundancia global es de 45% y es uno de los principales componentes de la litosfera; se encuentra en rocas ígneas y sedimentarias. Durante la pedogénesis puede formar minerales como hematita (Fe_2O_3), magnetita (Fe_3O_4), ferrihidrita ($(\text{Fe}^{+3})_2\text{O}_3 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$) y goetita (FeOOH).
Al	Es uno de los principales componentes de la corteza terrestre y se encuentra en rocas ígneas y sedimentarias.
Mg	Proviene de óxidos y sales presentes en fuentes naturales. Es utilizado en aleaciones de aluminio-magnesio, en medicamentos (sales Epsom) y en la manufactura de pirotecnia.
Sr	Es un elemento relativamente común en la corteza terrestre. Es frecuente encontrarlo en rocas ígneas y en carbonatos. Sus características geoquímicas son similares a las del calcio, un elemento con el que se encuentra muy asociado. En menor medida también se asocia con el magnesio. Los compuestos de estroncio son muy usados en la producción de pirotecnia, cerámicas, productos de vidrio y pigmentos.

6. Importancia del área de estudio.

El Estero El Salado comprende 126.5 ha (INEGI, 2014) las cuales representan el 2.78% de los bosques de manglar, del estado de Jalisco. Este estero está considerado como un área natural protegida dentro de la zona urbana del municipio de Puerto Vallarta, ya que en él se encuentran especies de flora consideradas bajo protección por la norma NOM-059-SEMARNAT-2001.

Entre estas especies se encuentran tres de los cinco tipos de árboles de mangle que se desarrollan en el Pacífico mexicano: mangle rojo, (*Rhizophora mangle*) el mangle negro (*Avicennia germinans*) y el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) (Ramírez-Delgadillo y Cupul-Magaña, 1999). El estero también sirve de refugio a una gran variedad de fauna incluyendo aves, reptiles, anfibios y peces (Plan de manejo Estero El Salado, 1999).

Actualmente se han establecido programas encaminados a lograr la restauración y protección de esta área por medio de actividades de reproducción de especies, principalmente la de reproducción del cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*) y un vivero de vegetación de la región.

6.1 Área de Estudio.

El Área Natural Protegida, Zona de Conservación Ecológica Estero "El Salado" se localiza sobre la planicie costera del Pacífico Mexicano dentro de la Bahía de Banderas ubicada en el municipio de Puerto Vallarta, Jalisco (Fig. 1). De manera más específica, el estero se desarrolla sobre el delta del río Ameca el cual tiene una extensión total de 75 km² y está constituido de material conformado por montmorinolitas, caolinitas e ilitas (Russell, 1970).

Geográficamente, el Estero El Salado se localiza entre los paralelos 20°39'21" y 20°41'47" de latitud Norte y los meridianos 105°13'34" y 105°15'51" de longitud Oeste. Posee un canal de 2 km de largo por 20 m de ancho promedio y 2 m de profundidad. Está rodeado por aproximadamente 140 ha de vegetación, que incluyen marismas (35.2 ha) y bosque de manglar (101 ha aproximadamente) (Plan de Manejo Estero del Salado, 1999).

Se considera un estero urbano, debido a que está rodeado por la ciudad de Puerto Vallarta y está conectado al océano por una boca permanente que fue modificada durante los años sesenta y ochenta para la conformación de la dársena portuaria y la marina para yates (Fig. 2).

El clima de la región se caracteriza por ser semicálido subhúmedo con una temperatura media que varía entre los 26 y 28°C y una precipitación entre los 930 y 1,668 mm (Plan de Manejo Estero El Salado, 1999).

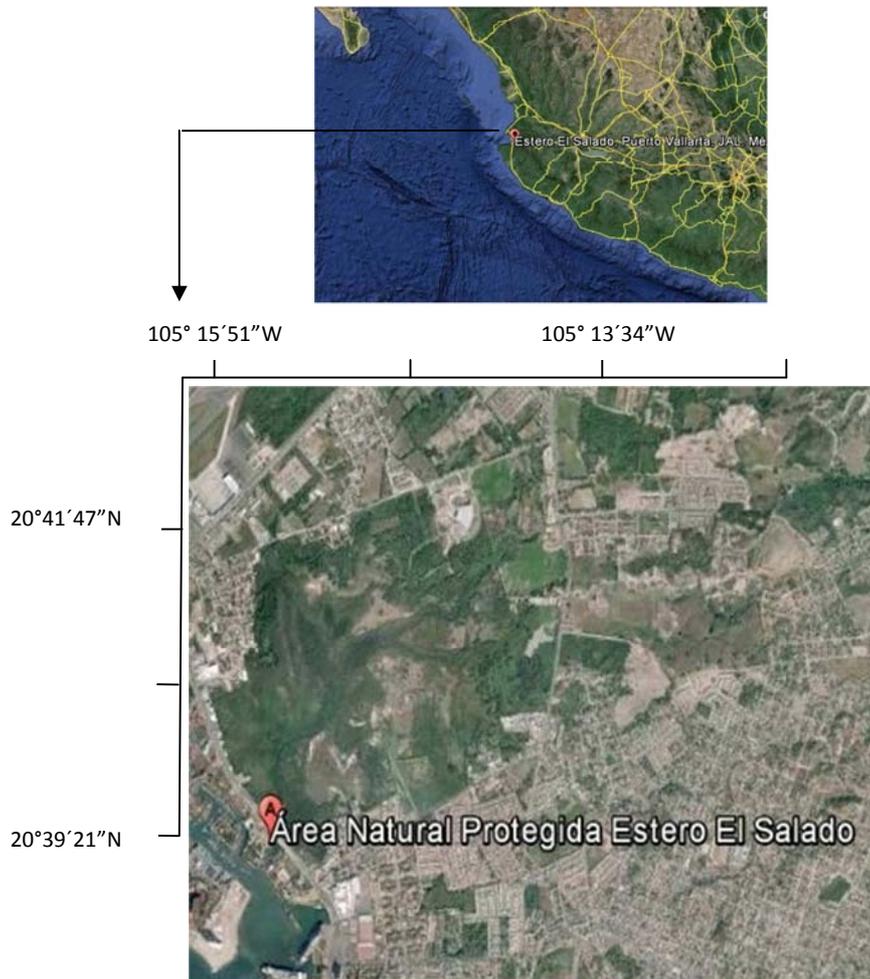


Figura. 1. Ubicación geográfica del Área Natural Protegida, Estero El Salado.

Para esta investigación, se seleccionaron tres estaciones de muestreo de acuerdo al tipo de mangle y a la distancia respecto a la costa.

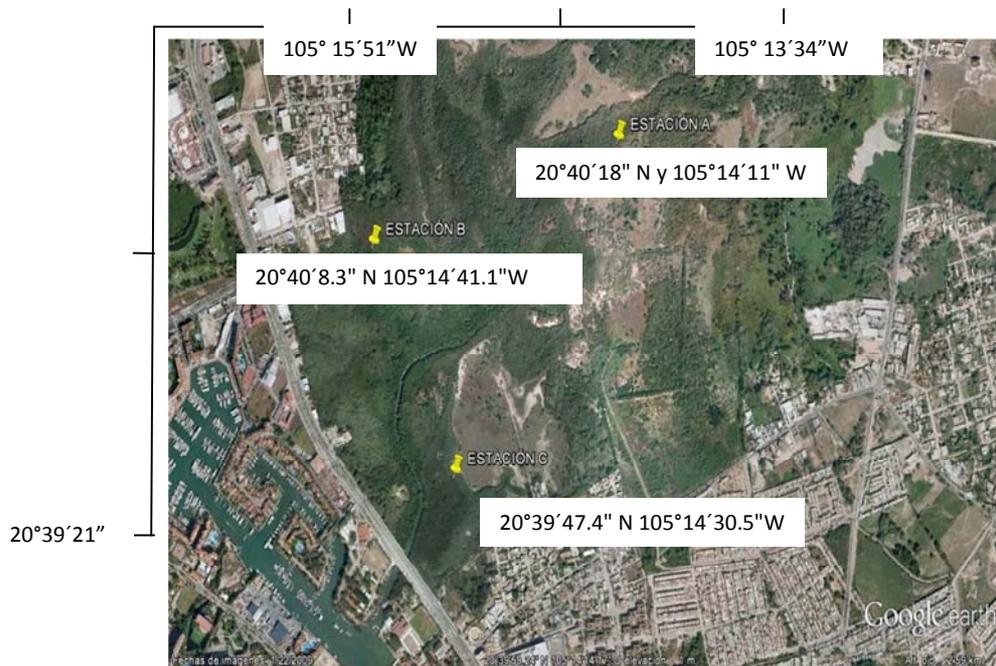


Figura. 2. Ubicación de las estaciones de muestreo A, B y C en el Área Natural Protegida, estero El Salado.

6.1.1 Estación A.

La estación A (Fig. 3) se ubica geográficamente en las coordenadas $20^{\circ}40'18''$ N y $105^{\circ}14'11''$ O. Durante las lluvias, aumenta el lavado del suelo en esta estación. Se caracteriza por una mayor predominancia de mangle rojo (*Rhizophora mangle*). Es la más cercana a la planta de tratamiento de aguas residuales de Puerto Vallarta y la más alejada de la costa.



Figura. 3. Estación A con predominancia de *Rhizophora mangle*.

6.1.2 Estación B.

Se ubica en las coordenadas geográficas 20°40'8.3" N y 105°14'41.1" O. Es una estación influenciada por mareas vivas las cuales inundan periódicamente el suelo del bosque, lo que permita la formación de una laguneta (Fig. 4). La vegetación está compuesta por mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y negro (*Avicennia germinans*) principalmente.



Figura 4. Estación B con abundancia de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*.

6.1.3 Estación C.

Sus coordenadas son geográficas son 20°39'47.4" N y 105°14'30.5" O. Tiene mayor inundación durante las lluvias, y debido a su mayor cercanía a la costa, es la estación con más influjo de las mareas vivas. La vegetación se caracteriza por la presencia de mangle negro (*Avicennia germinans*) y algunos árboles de mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) (Fig. 5).



Figura 5. Estación C con predominancia de árboles de *Laguncularia racemosa*.

7. Materiales y Métodos.

Los muestreos se llevaron a cabo en la temporada estiaje (marzo de 2013) y en la temporada de lluvias (octubre 2013).

7.1 *Trabajo de Campo.*

7.1.2 *Muestras de sedimento.*

Las muestras de sedimento se recolectaron por medio de un nucleador con tubos de acrílico de 20 cm de largo y 5 cm de diámetro en su interior. Las muestras fueron almacenadas en bolsas de plástico y transportadas en una hielera (~4°C) hasta el laboratorio donde fueron congeladas.

7.1.3 *Muestras de agua intersticial.*

El agua intersticial fue recolectada después de la obtención de los núcleos, en los pozos generados en el sedimento con el nucleador utilizado (Fig. 6). Las muestras fueron transportadas al laboratorio en hielera (~4°C) en donde se realizaron las determinaciones de pH, salinidad y carbono orgánico total.



Figura 6. Nucleador y pozo generado al tomar la muestra de sedimento.

7.2 *Trabajo de laboratorio.*

En esta fase se incluye la preparación y el análisis de las muestras de sedimento y agua.

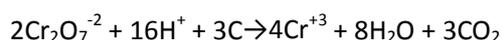
7.2.1 *Muestras de sedimento.*

De cada núcleo de sedimentos se obtuvieron los dos primeros centímetros superficiales y los dos últimos centímetros del fondo. Las fracciones obtenidas se mantuvieron a en horno a 60°C por 24 horas y posteriormente fueron molidas en un mortero de porcelana.

- *Determinación de carbono orgánico por vía húmeda.*

La determinación de carbono orgánico se llevó a cabo por el método propuesto por Walkey y Black (1934). Esta técnica se basa en la oxidación de la materia orgánica con dicromato de potasio en medio ácido. El calor generado durante la reacción entre el dicromato y el ácido sulfúrico provoca la degradación la materia orgánica. Para detener la reacción, la solución se deja enfriar y se le agrega agua. Para evitar interferencias de los iones de Fe^{+3} se agrega ácido fosfórico. El dicromato sobrante se titula con una sal ferrosa.

La reacción general es la siguiente:



- *Determinación de metales totales.*

El análisis de metales se llevó a cabo en laboratorio de Físicoquímica del Instituto de Ciencias del Mar, UNAM, utilizando un equipo ICP-MS (Espectroscopía de Masas con Plasma de Acoplamiento Inducido). Esta es un equipo de alta precisión, que puede detectar los elementos de la tabla periódica hasta concentraciones traza, y en el cual se separan y posteriormente se determinan los iones presentes en una muestra, en función de su masa atómica y su carga. El control de calidad de las lecturas se llevó a cabo mediante el uso de estándares certificados marca Ultrascientific para cada elemento.

Para analizar las muestras, se pesaron 0.4 g de sedimento seco a los que se les agregaron 10 ml de agua grado reactivo, 5 ml de ácido nítrico (HNO_3) grado ultrapuro y 3 ml de ácido fluorhídrico (HF) ultrapuro. Las muestras se digirieron en microondas a 200°C durante 20 minutos y se dejaron enfriar. La disolución se aforó a 50 ml con agua grado reactivo y se filtró. Posteriormente se llevó a cabo la lectura de las muestras.

- *Determinación de metales lixiviados.*

Se pesaron 5 g de muestra seca a la que previamente se le determinó la humedad. La muestra se colocó en un frasco PET y se agregó ácido acético glacial 1.0 M. La solución se sometió a agitación por 18 horas y se dejó sedimentar. Después de filtrar la muestra, se agregaron 200 ml de ácido nítrico (HNO_3) ultrapuro y se realizó la detección de metales lixiviados con el equipo de ICP.



Figura 7. Analizador ICP. Laboratorio de Análisis Físicoquímicos (ICML)

- *Granulometría.*

Para la determinación del tamaño de partícula se utilizó el método de Folk (1974). Las muestras fueron dispersadas con hexametáfosfato de sodio y luego leídas mediante difracción láser en un analizador Beckman-Coulter LS-230.

En este equipo, las partículas dispersan el haz de luz del láser del analizador en diferentes ángulos, dependiendo de su tamaño. La luz dispersada es recogida por un detector y los datos son transferidos a una computadora.



Figura 8. Analizador Láser de Partículas. Laboratorio de Sedimentología (ICML)

7.2.2. Muestras de agua intersticial.

A las muestras de agua no se les aplicó ningún tipo de tratamiento previo. La lectura de pH, salinidad y carbono orgánico disuelto, se realizó mediante los sensores del equipo multiparamétrico marca WTW.



Figura 9. Equipo multiparametrico WTW. Laboratorio de Química Ambiental (ICML)

7.3 *Análisis estadístico.*

Para conocer la concentración de metales y materia orgánica, se recolectaron seis muestras (núcleos) de sedimentos en total: tres recolectadas en la época de secas y tres recolectadas en época de lluvias. Por cada núcleo se tomaron dos mediciones correspondientes al estrato superficial y de fondo respectivamente, para obtener un total de doce muestras.

Los datos obtenidos, se fueron analizados mediante pruebas no paramétricas.

Para conocer las diferencias significativas entre los datos correspondientes a temporada, estación geográfica y estratos sedimentarios se aplicó el análisis de Kruskal-Wallis de la siguiente manera:

- Se comparó todo el bloque de los seis datos obtenidos en la época de lluvias contra el bloque de los seis datos obtenidos en época de secas, sin tomar en cuenta la estación geográfica y estrato sedimentario del cual provenían los núcleos.

-El bloque de los seis datos de sedimentos superficiales se comparó contra el bloque de seis datos de los sedimentos de fondo, sin tomar en cuenta la temporada o la estación geográfica de la cual provenían los núcleos.

- En el caso de las estaciones geográficas, por ser tres (A, B y C), se utilizaron bloques de cuatro datos por estación y los bloques se compararon entre sí, sin tomar en cuenta la temporada o el estrato sedimentario del cual provenían los sedimentos.

Finalmente, para valorar la asociación entre las variables analizadas: carbono orgánico, tamaño de partícula y metales, se utilizó la prueba de correlación de Spearman.

Cabe mencionar que las gráficas agregadas se refieren exclusivamente a la concentración de los metales en los núcleos, pero no se relacionan con los análisis estadísticos realizados y no están enfocadas a mostrar las diferencias significativas o el grado de correlación entre los datos.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

8.1 Agua intersticial: parámetros fisicoquímicos.

Los valores de pH fueron de entre 6.5 y 7.4; 0.4 a 18.8 ups para la salinidad; y de 4.5 a 46.1 mg L⁻¹ para carbono orgánico disuelto (COD).

Durante el estiaje, las tres estaciones registraron valores de pH debajo de 7 (Fig. 10a), que pudieron haber sido causados por la acumulación de ácidos húmicos disueltos provenientes del mismo bosque de mangle y la oxidación de sulfuros, una reacción que libera iones ácidos al ambiente (Contreras, 1993; Ward, 1995).

Se debe notar que en esta misma época del año, la estación B, a pesar de no ser la zona más cercana a la costa mostró los valores más altos de salinidad y de pH (Figura 10a y 10b), a diferencia de la estación C, localidad en la cual estos parámetros muestran una ligera disminución. La estación B puede ser susceptible a una mayor influencia de las mareas, por tanto la posible presencia de carbonatos marinos facilitaría la neutralización de la acidez del agua intersticial, además de que su alta salinidad también favorecería la precipitación de ácidos orgánicos (De la Lanza, 1994).

Por otro lado, el carbono orgánico disuelto, muestra una disminución constante hacia la costa (Figura 10c). Este comportamiento indica que parte de la materia orgánica puede quedar retenida en la estación A, donde se encuentran los valores más altos de COD, o incluso quedar inmovilizada, antes de llegar a este sitio.

En lluvias el decremento de pH y el aumento de COD hacia la estación C (Fig. 10a y 10c) pueden ser causados por el arrastre de materia orgánica proveniente del canal; mientras que la salinidad se mantiene en ascenso a causa de la entrada de agua marina por las mareas (Fig. 10b), Es probable que la estación C sea una zona de confluencia entre el ambiente marino y terrestre, lo cual le permite mantener una condición más bien mesohalina (Day, 1989), sobretodo en la temporada de lluvias.

En esta temporada, son notables el aumento de pH y la disminución de salinidad en las tres estaciones, como resultado de un mayor lavado de compuestos orgánicos y sales de los sedimentos. Los altos valores de COD, pueden ser ocasionados por la caída de hojarasca de los árboles de mangle y la lixiviación de compuestos orgánicos (Kristensen *et al.*, 2008; Alongi y Brinkman, 2011; Cupul-Magaña, 2011).

Con respecto a lo indicado por otros autores, los valores de pH para este estudio son concordantes con el pH de los suelos de humedales (6.5-7.5; Gambrell, 1994) y también quedan dentro del rango establecido para aguas epicontinentales (6.0-9.0; Wetzel, 1981), sin embargo no alcanzan los valores indicados para agua de mar (8.0-8.3; De la Lanza-Espino, 1994). Comparados contra los resultados reportados por Estrada-Durán (2001) para el Estero El Salado (salinidad 23 a 28 ups y pH 6.21 a 7.06) los valores de salinidad son menores y los datos del pH son parecidos.

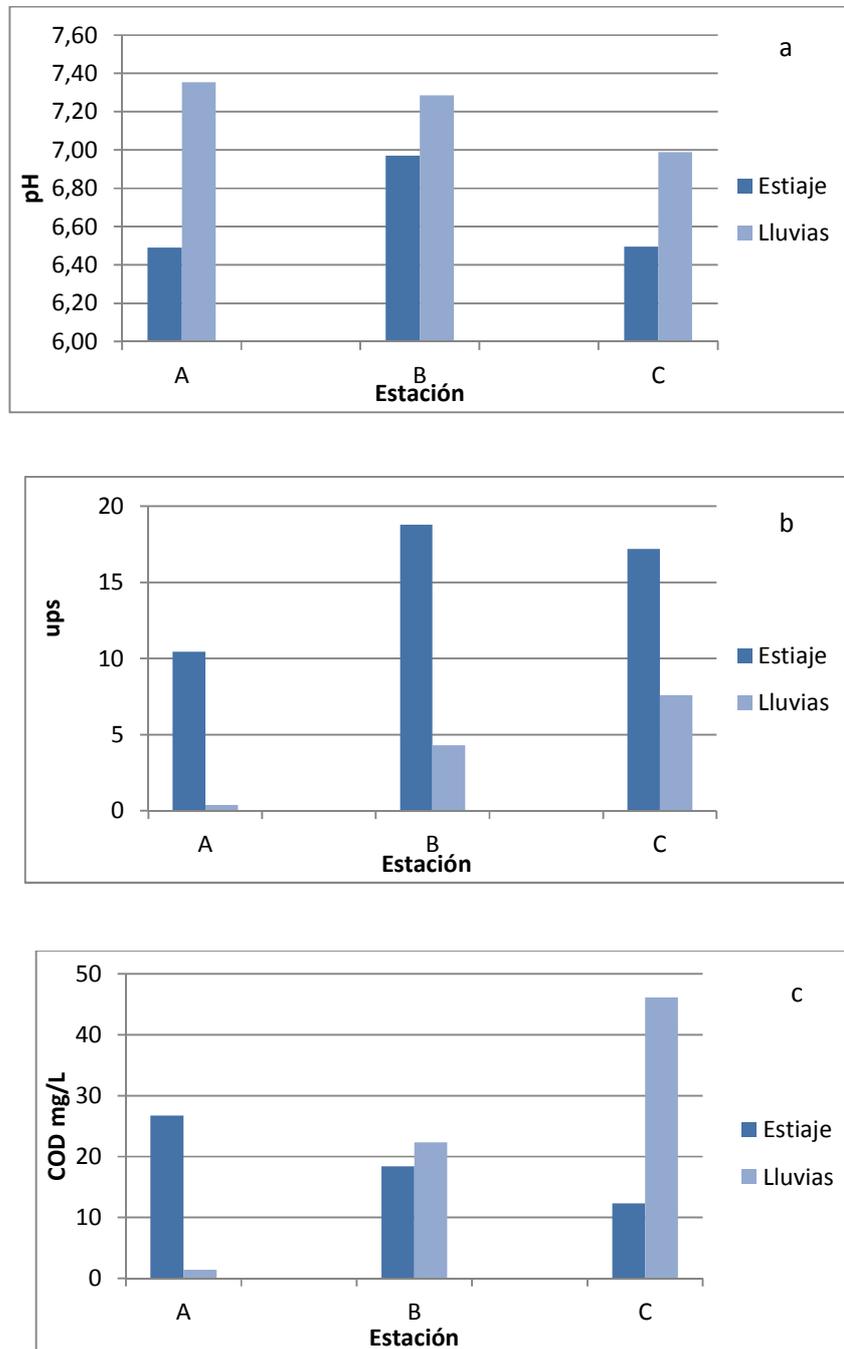


Figura 10. Valores de parámetros fisicoquímicos en agua intersticial: a) pH; b) salinidad y c) carbono orgánico disuelto (COD).

8.2 Granulometría.

En las muestras recolectadas se encontraron tamaños de grano que son habituales en los estuarios (Contreras, 1993). Por su abundancia, el orden de distribución en el Estero es el siguiente: limos finos > arcillas > arenas.

Los datos del análisis granulométrico indican que la distribución por tamaño es homogénea (sedimentos mal clasificados), lo que puede ser causado por cambios constantes en las condiciones hidrológicas de las estaciones (Day *et al.*, 1984).

8.2.1 Arenas.

El porcentaje de arenas se ubicó en un rango de 11.5 a 53.9% en los sedimentos. El valor más alto se encontró en la estación C en la época de estiaje, y su cantidad disminuyó en las lluvias (Figura 11).

Se debe tomar en cuenta que las olas, mareas y corrientes fuertes son los principales mecanismos responsables de la acumulación de arenas en los estuarios por lo que es probable que las estaciones del Estero más cercanas a la costa tengan mayor influencia del ambiente marino, asimismo el aumento en la entrada de agua dulce en el canal, durante las lluvias puede incrementar el transporte de arenas hasta la estación C (Postma, 1980; Contreras 1993).

8.2.2 Limos y arcillas.

El rango de variación del porcentaje de limos fue de 37.0 a 71.9% y de arcillas de 9.2 a 32.9 %. Los limos tuvieron mayor acumulación en la estación B durante ambas temporadas. La cantidad de arcillas fue mayor en la estación A durante las lluvias. (Figura 11).

Se debe señalar que en los estuarios existen zonas donde la velocidad de las corrientes y el oleaje es menor, de forma que el material fino puede asentarse Postma (1980). Contreras (1993) y Celis Hernández (2009) también explican que los sitios donde la velocidad de las corrientes es baja predominan los limos y arcillas. Estudios realizados en el puerto de Mazatlán (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001), señalan que en zonas donde hay prevalencia de manglares, los contenidos de material fino son mayores.

De acuerdo a lo anterior, la estación A puede constituir un ambiente favorable para que los sedimentos finos, se depositen debido a que se encuentra lejos de la influencia de las mareas, mientras que en la estación B, la abundancia de árboles de *Rhizophora mangle* y su respectivo sistema de raíces, puede reducir el libre flujo de la corriente, permitiendo la acumulación de los limos.

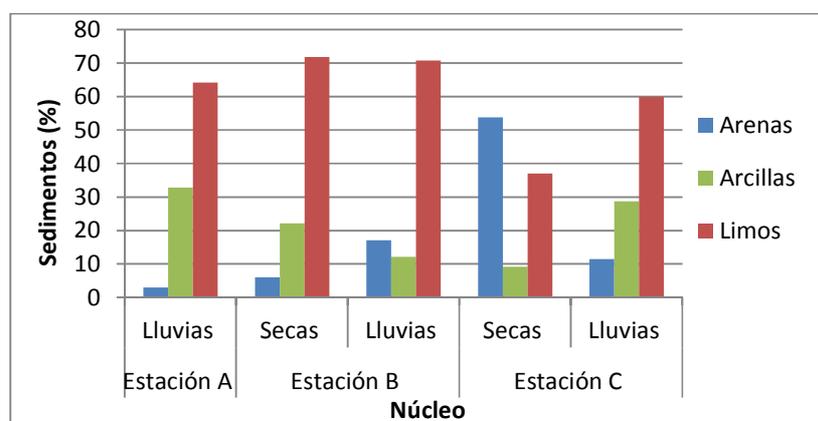


Figura 11. Porcentajes de Tamaño de Partícula: Arenas, Limos y Arcillas.

8.3 Carbono orgánico.

El porcentaje de carbono orgánico encontrado en los sedimentos del estero varía entre 1.8 a 8.9%. La Figura 12 muestra que existen variaciones en los valores de este parámetro en los puntos muestreados, sin embargo no se encontraron diferencias significativas por temporada, ni por estación, ni tampoco entre las fracciones sedimentarias de fondo y superficie de los núcleos.

Durante el estiaje se registraron los valores más altos, mientras que en las lluvias se obtuvieron cantidades menores de carbono orgánico lo que pudo ser ocasionado por el lavado de los sedimentos o bien por un u menor aporte de materia orgánica del bosque de mangle.

La estación A mostró valores de carbono orgánico intermedios entre los porcentajes encontrados para la estaciones B y C, a pesar de ser la localidad más alejada de la costa.

En los núcleos de la estación B, cabe señalar que aunque las muestras de sedimentos superficiales recolectados en el estiaje presentaron los porcentajes más altos de carbono orgánico, los sedimentos de fondo mostraron unos de los porcentajes más bajos. La inundación permanente en esta estación, podría facilitar la degradación rápida de materia orgánica de los sedimentos superficiales evitando que ésta alcance una mayor profundidad; se debe agregar que el olor a sulfuros y la coloración oscura de los sedimentos recolectados, son indicativo de suelos reducidos por descomposición anaerobia de la materia orgánica (Ohuira *et al.*, 2004; Ruiz-Fernández *et al.*, 2009; Kristensen *et al.*, 2008; Marchand *et al.*, 2011).

La estación C tiende a mostrar porcentajes bajos de carbono orgánico sobretodo en lluvias. En estudios realizados por Oliva-Silva *et al.*, (1992) en ambientes acuáticos costeros de Sonora, se encontró que el contenido de materia orgánica se relacionaba más con la presencia de limos que con la de arena. Otros autores como Harbinson *et al.* (1986) también indican que la asociación limos-materia orgánica es mayor a la de arenas-materia orgánica. Por tanto, es probable que la influencia del ambiente marino en esta estación la cual incluye, la presencia de arenas y mareas, impida la acumulación de materia orgánica, además cabe resaltar que la presencia de limos y materia orgánica es una característica de zonas sin o escasa influencia de corrientes de agua.

Los valores encontrados en el estero son similares a los rangos reportados para Altata-Ensenada (0.2-11.5%) por Green-Ruiz y Paéz-Osuna (2003) y Gonzalez-Farías *et. al.* (2006) de 7 a 54 mg C/g de sedimento, así como para el puerto de Mazatlán de 3.1-8.1 % (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001) donde hay mayor actividad antropogénica.

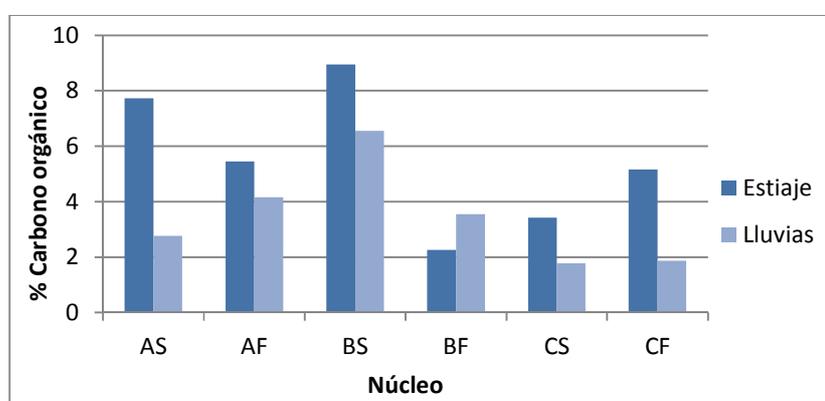


Figura. 12. Concentraciones de Carbono Orgánico. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4 Metales

En la siguiente sección se analiza el contenido de metales totales y metales lixiviados y su relación con los sedimentos del Estero El Salado. En el Capítulo 8.4.4, también se hace una comparación del contenido de metales en los sedimentos del estero contra otras zonas costeras, y contra los estándares establecidos por la NOAA: Effect Range Low o Rango de Concentración Bajo (ERL) y Effect Range Median o Rango de Concentración Medio (ERM).

Long *et al* (1995) mencionan que las afectaciones en los organismos, son raramente observadas cuando las concentraciones de metales se encuentran por debajo del ERL. Las concentraciones arriba del ERL y debajo del ERM indican afectaciones ocasionales. Concentraciones de metales equivalentes o arriba de ERM indican afectaciones frecuentes.

Los metales totales incluyen aquellos adsorbidos en partículas sólidas y minerales (incluyendo silicatos y algunas formas de óxidos) (Osuna-López, 1986). Dependiendo de la forma química en la cual se encuentren los metales, estos pueden incorporarse a la cadena trófica y afectar a los organismos. Osuna López *et al.* (1986) explican que los metales unidos a carbonatos y compuestos solubles de manganeso y hierro o adsorbidos a la materia orgánica se liberan más fácilmente. Los metales liberados, en algunos casos forman complejos químicos con la materia orgánica, lo cual limita su biodisponibilidad.

8.4.1 Metales mayoritarios.

8.4.1.1 Hierro, Manganeso y Aluminio Totales.

Las concentraciones de hierro, manganeso y aluminio son 1.2 a 2.3%; 246.8 a 628.9 $\mu\text{g g}^{-1}$ y 6.3 a 9.6%, respectivamente (Fig. 13). Los tres metales tuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las estaciones geográficas y sus valores más altos se registraron en la estación A en ambas temporadas (Fig. 13). Los valores elevados obtenidos para los tres metales, indican que forman parte de la estructura mineral de los sedimentos (Charriau *et al.*, 2011).

Ninguno de los tres metales mostró una correlación significativa con el carbono orgánico. A pesar de que aluminio forma parte de las arcillas, no tuvo correlación significativa con los sedimentos, al igual que hierro y manganeso; sin embargo, es notorio que los tres metales se encuentran correlacionados significativamente entre sí ($p < 0.01$; $p < 0.05$), lo que indica que pueden provenir de una misma fuente (Tabla 2).

Se ha documentado en otros estudios que el hierro y manganeso se encuentran asociados en procesos geoquímicos, y bajo ambientes oxidantes, ambos precipitan formando óxidos e hidróxidos; estos compuestos químicos adsorben elementos traza (como, zinc, cobalto plomo y cobre) y juegan un papel importante en la retención y liberación dependiendo del pH y de las condiciones de óxido-reducción del ambiente en que se encuentren (Ward, 1995; Kabata-Pendias, 2011). Bajo condiciones anóxicas el hierro puede formar compuestos sólidos con los sulfuros, los cuales también pueden retener metales traza de forma muy estable (Huerta-Díaz y Morse, 1992 en Marchand; Du Laing *et al.*, 2009).

Lo anterior puede observarse también en los sedimentos del estero, ya que el análisis de correlación mostró que el hierro fue el metal que presentó más correlaciones con metales traza (arsénico, plomo, níquel, cobalto, cobre, zinc, plata y mercurio), probablemente a que es uno de los elementos más abundantes en los sedimentos. Manganeso y aluminio también mostraron correlaciones con arsénico, plomo, zinc y bario (Tabla 2), por lo cual estos dos metales también pueden transportar iones metálicos.

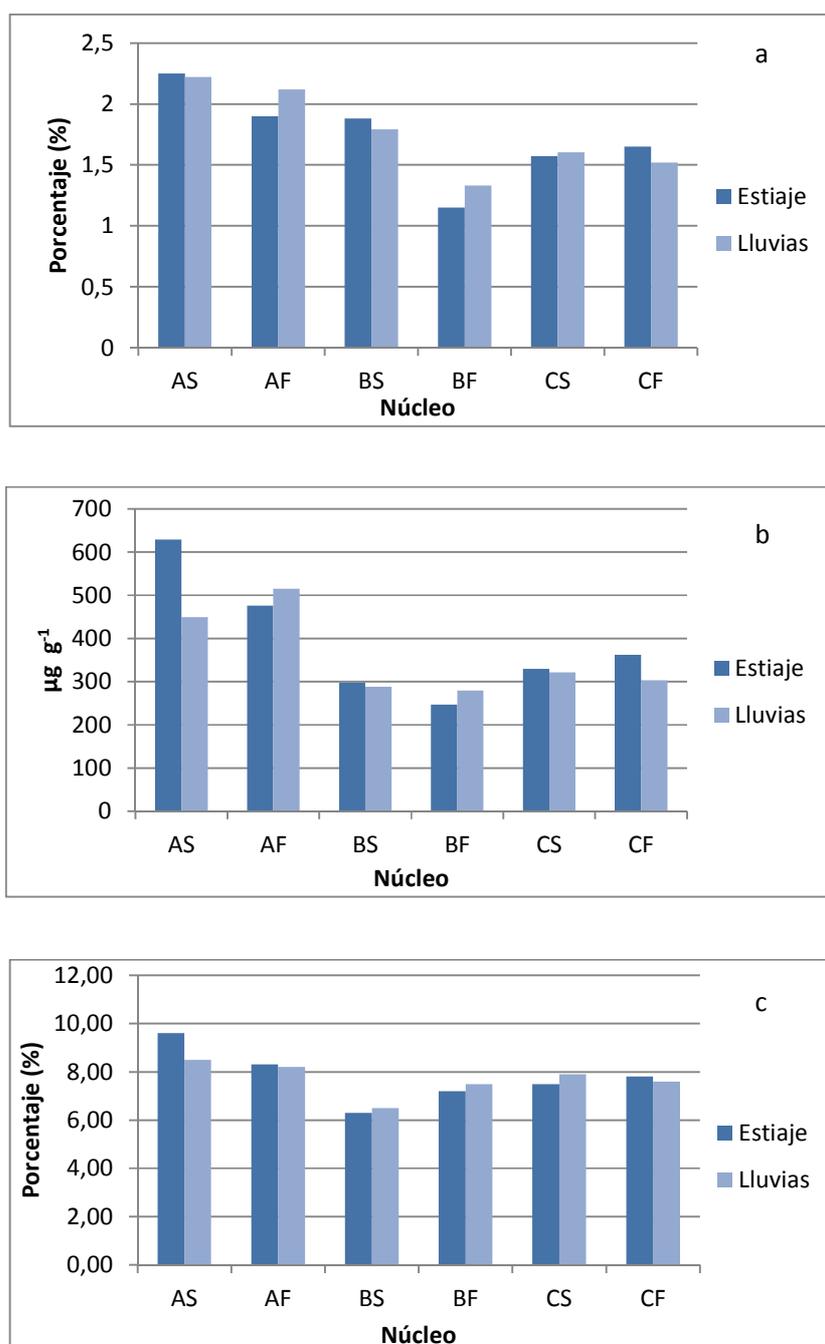


Figura 13. Concentraciones de: a) Hierro Total, b) Manganeso Total y c) Aluminio Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.1.2 *Magnesio Total.*

Los valores de magnesio oscilaron entre 343.9 y 1052.2 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Fig. 14). No se encontraron diferencias significativas por temporada, estación geográfica o estrato sedimentario. Los valores máximos se encontraron en los sedimentos superficiales de la estación B en ambas temporadas.

El magnesio puede formar fases silicatadas como olivinos y piroxenos mientras que en ambientes marinos es producido por los organismos (Ward, 1995; Okhba *et al* 2005). En el Estero este metal no muestra correlaciones significativas con sedimentos de origen marino o terrígeno. La distribución de magnesio tampoco mostró una correlación significativa con el carbono orgánico.

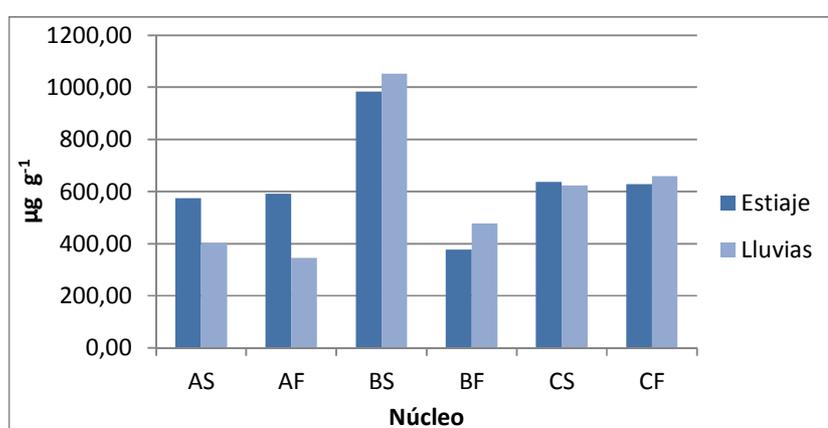


Figura 14. Concentraciones de Magnesio Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.2 Metales traza.

8.4.2.1 Níquel Total.

Los valores de níquel que se hallaron en el estero oscilan entre 8.9 y 15.16 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Fig. 15). Estas concentraciones no mostraron diferencias significativas al aplicar las pruebas estadísticas, sin embargo en la Figura 15 se distinguen máximos de níquel en los sedimentos superficiales de la estación B.

Se ha observado que la acumulación de níquel se puede favorecer por la influencia antropogénica y por descargas domésticas e industriales (Villaescusa-Celaya *et al.*, 2000; Jara-Marini *et al.*, 2008). Es probable que los valores elevados de níquel en los sedimentos provenientes de las estaciones A y B puedan ser causados por la cercanía de la planta de tratamiento de aguas municipales.

El níquel puede ser transportado al adsorberse en residuos orgánicos así como en las arcillas. En ambientes reductores se asocia a sulfuros de hierro (pirita) (Morse y Luther, 1999; Soto- Jimenez, y Páez- Osuna, 2001), mientras que en ambientes oxidantes está asociado a óxidos de hierro y manganeso (Kabata-Pendias, 2011.). A este respecto, el níquel obtenido en los sedimentos del estero tuvo baja correlación con los limos ($r=.197$) y una correlación nula con arcillas. Sin embargo las correlaciones con hierro y carbono orgánico fueron significativas ($p<0.01$) (Tabla 2) por lo que estos factores pueden jugar un papel importante en la retención de níquel, principalmente en las estaciones A y B.

Las correlaciones significativas ($p<0.05$) de níquel con otros metales incluyen plomo, cromo, cobalto y ($p< 0.01$) con vanadio, cobre, zinc, plata y mercurio.

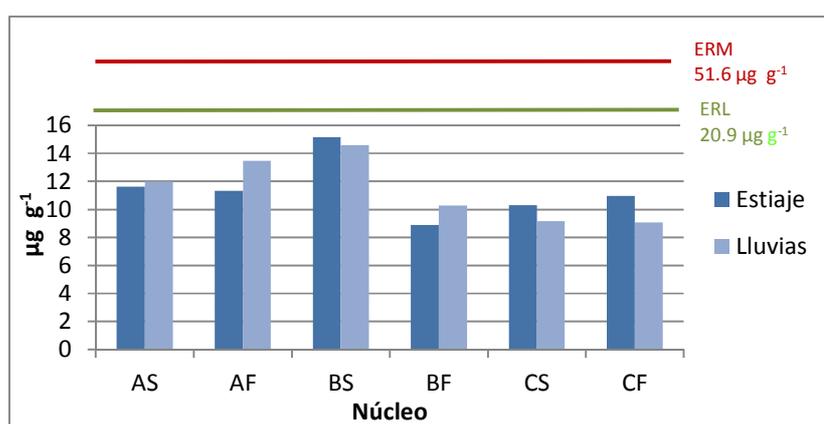


Figura 15. Concentraciones de Níquel Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.2.2 Cobre Total.

La Figura 16 muestra las concentraciones máxima y mínima obtenidas para los sedimentos del estero (19.40 y 37.51 $\mu\text{g g}^{-1}$). La concentración de cobre no mostró diferencias significativas por estación de muestreo, ni por temporada ni en las fracciones sedimentarias de fondo y superficie de los núcleos.

Las correlaciones significativas del cobre con otros factores incluyen el hierro ($p < 0.05$) y el carbono orgánico ($p < 0.01$) (Tabla 2). Varios autores (Baker y Senft, 1990; Rosales-Hoz y Carranza-Edwards, 1998) señalan que este metal se encuentra asociado con óxidos de hierro y manganeso, y muestra también gran afinidad por el carbono orgánico y bajo condiciones reductoras forma compuestos insolubles con sulfuros (Salomons *et al.*, 1987; Villanueva y Botello, 1998; Ruiz-Fernández, 2009).

En la Figura 16 se observa que en ambas temporadas, los sedimentos superficiales de la estación B muestran los máximos contenidos de cobre, lo cual coincide con el alto contenido de carbono orgánico de las muestras de dicha estación (Fig. 12). De la misma forma, el bajo contenido de carbono orgánico de los sedimentos de fondo de esa misma estación coincide con menores concentraciones de cobre. Por lo anterior, se puede decir que el hierro y el carbono orgánico influyen de manera importante en la distribución de cobre en el estero.

En este estudio, el cobre también mostró correlaciones significativas con el plomo, níquel, vanadio y zinc ($p < 0.01$), así como con cromo y plata ($p < 0.05$). No se encontraron correlaciones significativas con arenas y limos.

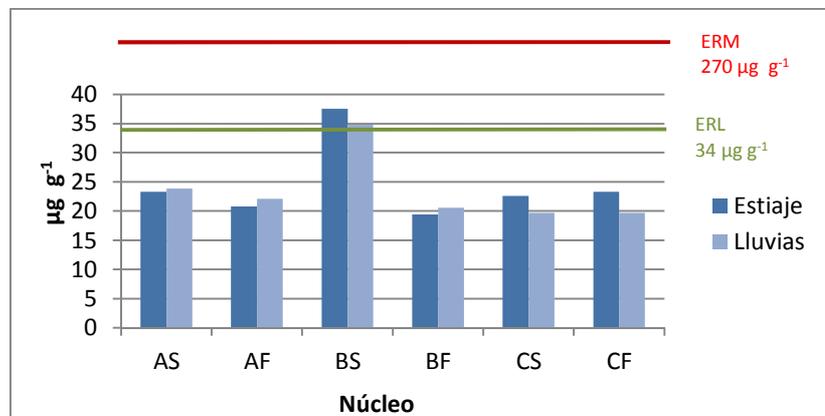


Figura 16. Concentraciones de Cobre Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.2.3 Zinc Total.

El rango de concentración de zinc se muestra en la Figura 17 (75.7 y 153.0 $\mu\text{g g}^{-1}$). La concentración de zinc en las muestras recolectadas no mostró diferencias significativas en los factores analizados, aunque se puede observar mayor concentración en los sedimentos superficiales de las estaciones A y B.

En el Estero El Salado la planta de tratamiento de Puerto Vallarta puede significar una fuente de zinc para estas estaciones, debido a que en estudios realizados en las costas del noroeste de México, se han registrado mayores contenidos de este metal en los sedimentos influenciados por la actividad agrícola, y de descargas de aguas residuales, como en el complejo Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa, y en la costa de Tijuana y la Bahía de La Paz, ubicadas en la Península de Baja California (Villaescusa-Celaya *et al.*, 2000; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003).

La cantidad de zinc en sedimentos también es consecuencia de la composición química de éstos. Se ha indicado que en sedimentos estuarinos anóxicos el zinc se encuentra unido a sulfuros, formando compuestos insolubles (Salomons *et al.*, 1987; Du Laing, 2009). Los óxidos de hierro y manganeso pueden influir en la adsorción de este metal especialmente bajo condiciones oxidantes (Guo *et al.*, 1997; Hatje *et al.*, 2001; Koretsky *et al.*, 2006; Kabata-Pendias, 2011). En el Estero, las correlaciones significativas que se muestran en la Tabla 2 entre hierro ($p < 0.01$) y manganeso ($p < 0.05$) indican que estos compuestos químicos pueden estar contribuyendo a la retención de zinc.

El carbono orgánico, con el cual existe correlación significativa ($p < 0.05$) (Tabla 2), es otro factor que puede influir en la distribución del zinc, principalmente en los sedimentos de la estación A y los sedimentos superficiales de la estación B, donde se encuentra en mayor concentración. El bajo contenido de carbono orgánico de los sedimentos de fondo de la estación B puede ser la causa del menor contenido de zinc de esa muestra.

En lo concerniente al tamaño de las partículas del sedimento, Kiekens (1990) indica que son los sedimentos del tamaño de arcillas los que favorecen la adsorción de zinc, sin embargo la correlación entre estos dos factores en las muestras del estero, no es significativa por lo que las arcillas pueden tener menos influencia en la distribución del metal.

Otros elementos con los cuales el zinc tiene correlaciones significativas ($p < 0.01$) son plomo, níquel, vanadio, cobalto, cobre, plata y mercurio.

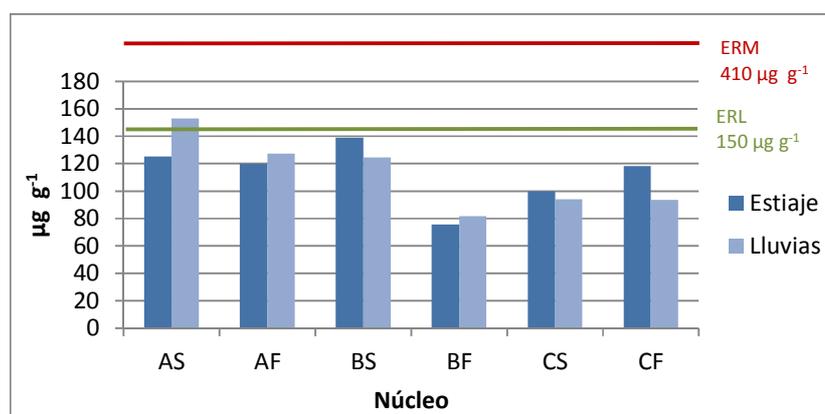


Figura 17. Concentraciones de Zinc Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.2.4 Cobalto Total.

La concentración de cobalto total osciló entre 4.8 y 10.5 $\mu\text{g g}^{-1}$. Las diferencias sólo fueron significativas para las estaciones geográficas ($p < 0.05$). La concentración de cobalto total en sedimentos superficiales, muestra un gradiente que disminuye hacia la costa (Fig. 18).

La Tabla 2 muestra que existe una correlación significativa entre el cobalto y el hierro ($p < 0.01$), al igual que entre cobalto y carbono orgánico ($p < 0.05$) Smith y Paterson (1990) y Koretsky *et al.* (2006) indican que el cobalto se acumula fácilmente en suelos con contenidos altos de arcilla y materia orgánica y es fuertemente adsorbido por óxidos de manganeso y hierro (Kabata-Pendias, 2011), por lo que es probable que estos factores influyan en la distribución de cobalto en el estero.

La fracción granulométrica no tiene un papel importante en la retención de cobalto, ya que la correlación entre cobalto, y los sedimentos no fue significativa. El cobalto también presentó correlaciones significativas con plomo, níquel ($p < 0.5$), zinc, plata y mercurio ($p < 0.01$).

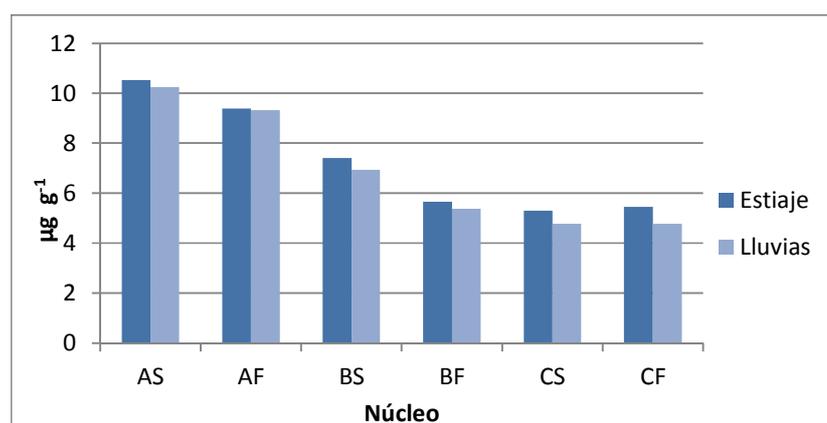


Figura 18. Concentraciones de Cobalto Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.3. Metales traza: no esenciales.

8.4.3.1 Arsénico Total.

La concentración de este metal en las muestras del estero varió entre 6.6 y 13.7 $\mu\text{g g}^{-1}$. La concentración de arsénico total sólo mostró diferencias significativas por estación ($p < 0.05$). La Figura 19, muestra mayor concentración de arsénico en los sedimentos superficiales de la estación A.

Se ha indicado que este metal se encuentra unido a arcillas, materia orgánica y óxidos de hierro, manganeso, aluminio (Galán y Romero, 2008 y Kabata-Pendias, 2011). En el estero El Salado estos mismos metales también parecen influir en la retención de arsénico ya que como se muestra en la Tabla 3 sólo estos elementos químicos obtuvieron correlaciones significativas ($p < 0.01$) con el resto de los metales traza. Las correlaciones con el carbono orgánico y las arcillas no fueron significativas y con el resto de los sedimentos fueron incluso negativas (Tabla 3).

El arsénico también presentó correlaciones significativas con plomo y plata ($p < 0.05$).

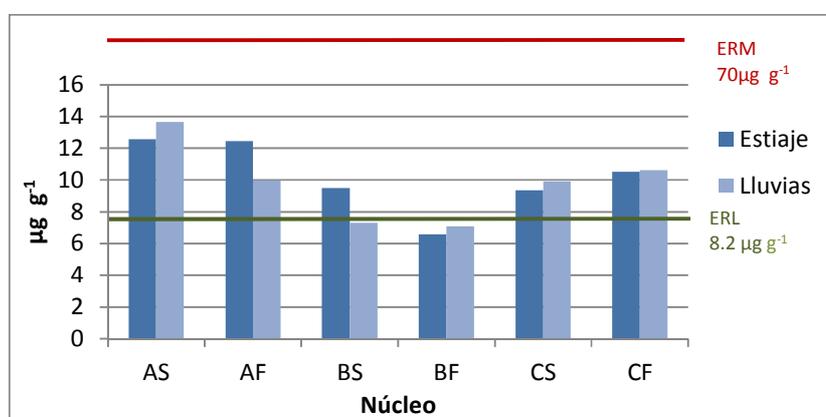


Figura 19. Concentraciones de Arsénico Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.3.2 *Cadmio Total.*

El cadmio alcanzó su concentración máxima ($0.10 \mu\text{g g}^{-1}$) en la estación B, como se muestra en la Figura 20. La concentración de este metal no mostró diferencias significativas causadas por los cambios de temporada o estación geográfica. Tampoco se obtuvieron diferencias significativas entre las concentraciones de la fracción superficial y la fracción de fondo de los núcleos.

En los suelos existen procesos químicos que favorecen la acumulación de cadmio, tales como la precipitación con sulfuros, la cual es común bajo condiciones anaerobias como las del estero (Salomons *et al.*, 1987; Kabata-Pendias, 2011). Entre los componentes del suelo, el hierro, manganeso y la materia orgánica también contribuyen a retener fuertemente el cadmio (Kabata-Pendias, 2011). En el caso de las muestras del estero, los limos parecen tener un papel importante en la distribución de cadmio, debido a que este metal sólo obtuvo una correlación significativa ($p < 0.01$) con este tipo de partículas. Esto coincide con una mayor acumulación de cadmio en la estación B (Fig. 20), la cual tiene mayor abundancia de sedimentos finos que de arenas.

La falta de correlación significativa con los metales litogénicos (aluminio, hierro y manganeso) puede indicar que en el Estero, el cadmio no proviene del lavado de las rocas. El cadmio tampoco presentó ninguna correlación significativa con otros metales traza y con las arenas fue negativa (Tabla 2).

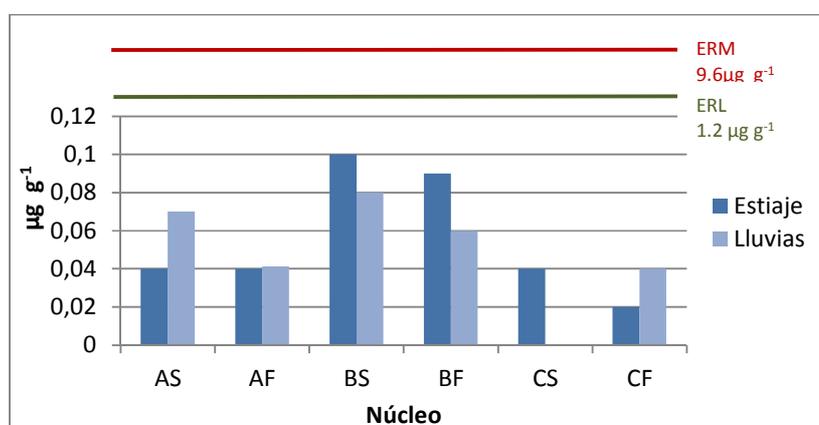


Figura 20. Concentraciones de Cadmio Total. AS=Núcleo A superficial; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficial; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficial; CF= Núcleo C fondo.

8.4.3.3 Cromo Total.

Los valores de cromo total encontrados en el estero se encuentran entre 22.1 y 34.2 $\mu\text{g g}^{-1}$. No hay diferencias significativas entre los valores reportados.

El origen del cromo se puede relacionar con las actividades antropogénicas. En estudios realizados en la costa de Baja California por Villaescusa-Celaya, *et al.* (2000) se sugiere que existe una correlación entre el contenido total de cromo en sedimentos y las descargas urbanas. En el caso de los sedimentos del Estero El Salado, el contenido de cromo se mantiene casi constante en las tres estaciones geográficas (Fig. 21) independientemente de la cercanía de la planta de tratamiento.

Este metal también se encuentra principalmente relacionado con la fracción granulométrica fina de limos y arcillas, más que con las arenas (Kabata-Pendias, 2011). Sin embargo en este estudio no se obtuvo una correlación significativa entre cromo y los sedimentos finos. De igual manera, las correlaciones de carbono orgánico y los metales litogénicos hierro y manganeso con cromo tampoco fueron significativas (Tabla 2).

Concuerne a otros metales traza, el cromo solo mostró correlación significativa con vanadio ($p < 0.01$) y níquel ($p < 0.05$).

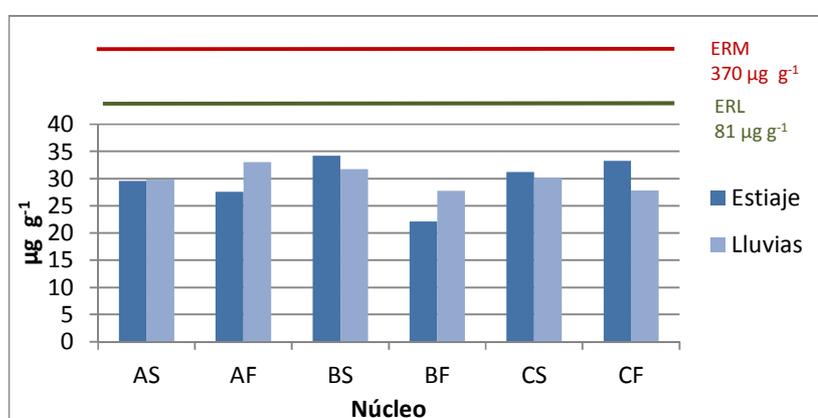


Figura 21. Concentraciones de Cromo Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.3.4 Mercurio Total.

Los valores de mercurio total en el Estero El Salado oscilan entre 0.05 y 0.15 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Fig. 22). Las diferencias de concentración para este metal sólo fueron significativas por estación ($p < 0.05$).

Este metal se encuentra asociado frecuentemente a sulfuros y óxidos de hierro (Carreón-Martínez y Huerta-Díaz, 2001), pero cabe señalar, que existen otros factores que también influyen en la concentración y retención de mercurio en sedimentos. Estos factores ya han sido reportados en otras investigaciones realizadas en el Pacífico mexicano: en la Laguna La Paz, Kot *et al.* (2009), encontraron que el área con mayor contenido de mercurio recibía efluentes de aguas de desecho, mientras que Green-Ruiz (2005) encontró mayor contenido de este metal en los sedimentos obtenidos cerca de la ciudad de Guaymas; en la laguna de Navidad Willerer *et al.* (2003) indican que el aumento de concentración de mercurio se relaciona con mayores contenidos de materia orgánica y partículas finas.

Es probable por tanto, que los valores de mercurio en la estación A puedan relacionarse con el aporte de aguas de la planta de tratamiento, sin embargo, la correlación significativa con hierro ($p < 0.01$) sugiere también un origen terrígeno.

Por otro lado, también se observó una correlación significativa entre mercurio-carbono orgánico ($p < 0.05$), por lo que la disminución gradual de este metal hacia la estación C (Fig. 22), también estaría asociada a la disminución de carbono orgánico y el aumento de arenas hacia la boca del Estero.

El mercurio también presentó correlaciones significativas ($p < 0.01$) con níquel, zinc cobalto y plata (Tabla 2).

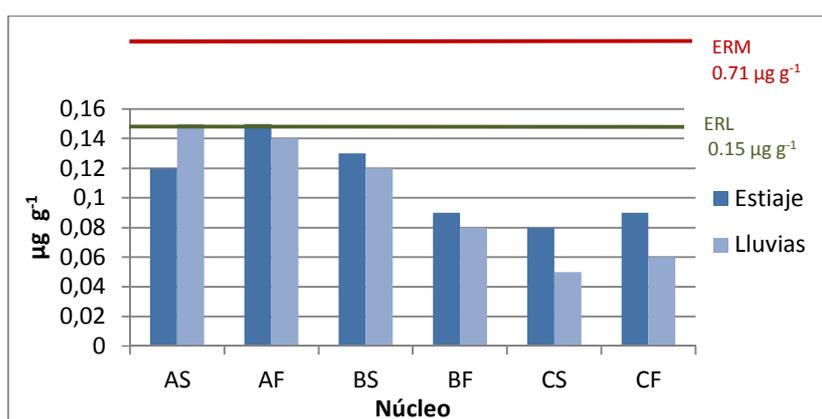


Figura 22. Concentraciones de Mercurio Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.3.5 *Plomo Total.*

La concentración de plomo oscilo entre 23.9-76.6 $\mu\text{g g}^{-1}$. La Figura 23 muestra que la concentración de plomo se mantiene con poca variación, aún con el cambio de temporada, con excepción de un valor alto en los sedimentos superficiales de la estación A. El análisis estadístico también mostró que las diferencias de concentración entre estaciones, temporadas y profundidad no son significativas.

Es probable que las actividades humanas contribuyan con el contenido de plomo en el estero, tales como las emisiones de vehículos que circulan en las cercanías y cuya gasolina solía utilizar tetraetilo de plomo, como antidetonante (Shriadah, 1999; Morton-Bermea *et al.*, 2002; Green-Ruiz y Páez Osuna, 2003; Frías Espericueta *et al.*, 2006).

La fracción orgánica, los óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso y las partículas de tamaño fino pueden adsorber fácilmente el plomo; además en ambientes reductores, este metal se asocia con sulfuros y precipita formando sólidos (Davies, 1990; Soto-Jimenez y Páez-Osuna, 2001; Hatje *et al.*, 2001; Kabata-Pendias, 2011). En este estudio, el plomo no mostró ninguna correlación significativa con el carbono orgánico y las fracciones granulométricas (Tabla 2), por lo cual es probable que en el estero, la presencia de hierro y manganeso controle la distribución de plomo en sedimentos ya que las correlaciones entre estos metales son significativas ($p < 0.01$ y $p < 0.05$).

En el análisis estadístico también se encontraron correlaciones significativas con arsénico, níquel, cobalto, plata ($p < 0.05$) así como con cobre y zinc ($p < 0.01$) (Tabla 2).

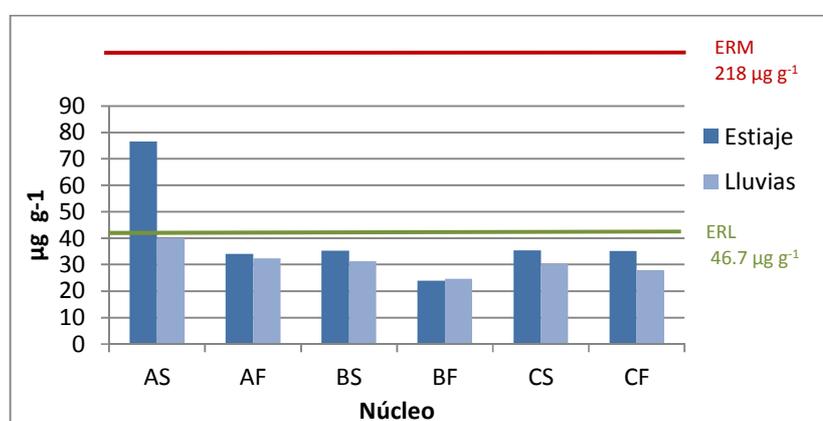


Figura 23. Concentraciones de Plomo Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.3.6 Plata Total.

La concentración de plata total en el estero varió de 0.73 a 1.42 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Fig. 24). Los valores más altos corresponden a los sedimentos superficiales de la estación A. La concentración de este metal tuvo diferencias significativas por estación ($p < 0.05$).

La plata suele estar asociada a materia orgánica y óxidos de manganeso. En ambientes reductores precipita como sulfuros y de esta forma queda asociada a hierro y plomo (Lepp *et al.*, 1990, Kabata-Pendias, 2011). Es probable que estos factores participen en la acumulación de plata en el Estero, sobretodo en la estación A, ya que este metal tuvo correlaciones significativas con hierro, manganeso ($p < 0.01$) y carbono orgánico ($p < 0.05$), como se muestra en la Tabla 2.

Así mismo, el contenido de plata aumenta en zonas con influencia antropogénica, tal es el caso de San Quintín y la Bahía de Todos Santos, Baja California, donde se demostró que el contenido de plata es mayor en los sedimentos que reciben los desechos de dragado y la descarga de aguas municipales, (Sañudo-Wihelmy y Russel, 1992; Lars, *et al.*, 2009). Es posible que la cercanía de la planta de aguas municipales, también sea un factor favorezca la acumulación de plata en la estación A del Estero. La disminución de este metal hacia la costa en la estación C (Fig. 24) podría relacionarse con las bajas concentraciones de carbono orgánico en esa zona.

Las correlaciones con otros metales incluyen arsénico, vanadio, cobre ($p < 0.05$) níquel, cobalto, zinc y mercurio ($p < 0.01$).

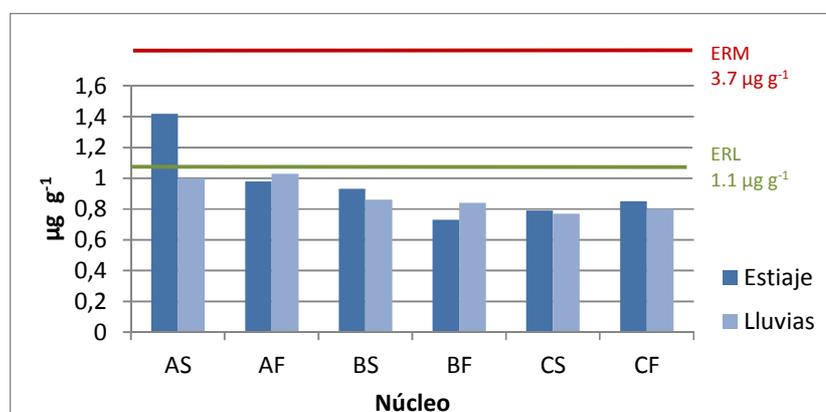


Figura 24. Concentraciones de Plata total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.3.7. Vanadio total.

El vanadio total tuvo un rango de concentración de 55.3 y 79.4 $\mu\text{g g}^{-1}$. Las concentraciones de este metal no mostraron diferencias significativas en los factores analizados, aunque se observa un máximo en la estación B (Fig. 25).

Generalmente, el vanadio se deposita en mayor cantidad en suelos cercanos a zonas industriales y refinerías y se asocia a fases sólidas compuestas por óxidos de hierro, aluminosilicatos, minerales arcillosos y materia orgánica (Lepp *et al.*, 1990; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2000; Rosales de la Hoz, *et al.* 2003; Kabata-Pendias, 2011). Sin embargo en este estudio las variaciones en el contenido de vanadio no parecen ser influenciadas por la cercanía de la planta de tratamiento o la de fracción granulométrica. Cabe señalar que este el contenido de carbono orgánico, puede influir en mayor medida en la retención de vanadio en el Estero, ya que obtuvo una correlación significativa ($p < 0.01$) con este metal como se muestra en la Tabla 2.

Otras correlaciones significativas del vanadio incluyen aquellas con cromo, níquel, cobre, zinc ($p < 0.01$) y plata ($p < 0.05$).

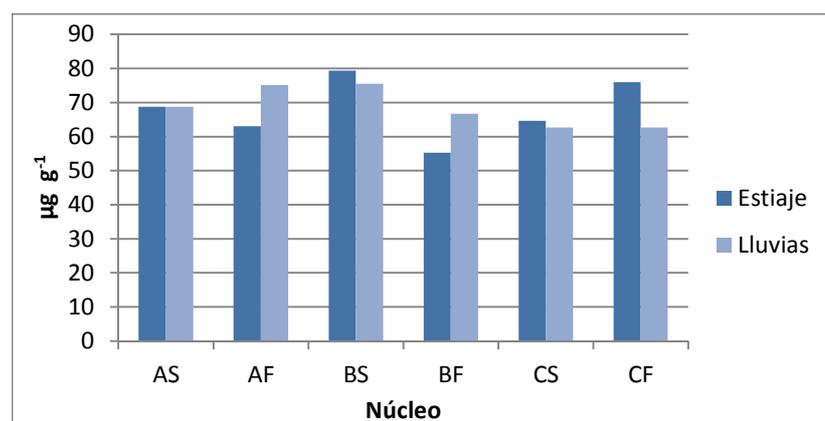


Figura 25. Concentraciones de Vanadio Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.3.8. Estroncio Total.

En lo respectivo a estroncio, su concentración se ubicó en un rango de entre 165.5 y 283.4 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Fig. 26). El máximo de estroncio se registró en los sedimentos de fondo de la estación A. De acuerdo al análisis estadístico, el contenido de estroncio entre la fracción superficial y de fondo de los sedimentos presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$).

El estroncio se encuentra precipitado como carbonatos biogénicos en forma de caparzones de invertebrados. Su distribución depende del calcio, elemento con el que se encuentra asociado, lo cual también se ha observado en la costa del Pacífico Norte mexicano (Martínez *et al.*, 2014). En los sedimentos, se encuentra incorporado a óxidos e hidróxidos de hierro y fuertemente fijado a materia orgánica (Kabata-Pendias, 2011), sin embargo, no se obtuvieron correlaciones significativas entre estos factores y el estroncio hallado en las muestras del Estero.

Aunque el contenido de este metal también está asociado con la presencia de arcillas, las cuales tienen gran capacidad de adsorción de este metal (Kabata-Pendias, 2011), en la Tabla 2 se observa que la correlación entre estos dos factores no es significativa.

Las correlaciones con estroncio y magnesio son significativas ($p < 0.05$) pero negativas, y con arenas son bajas, por lo que este elemento no parece tener un origen marino y podría provenir de otra fuente.

El contenido de estroncio es menor al rango reportado para la corteza terrestre (260-370 $\mu\text{g g}^{-1}$, Kabata-Pendias, 2011), lo cual también puede ser indicativo de la composición litogénica del Estero.

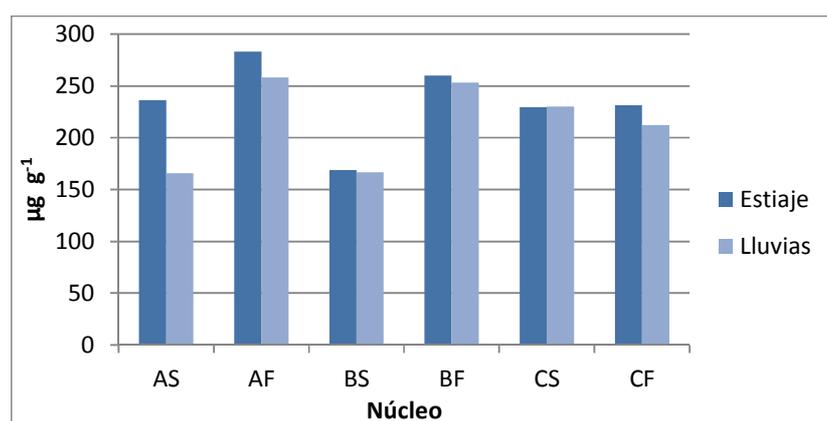


Figura 26. Concentraciones de Estroncio Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.3.9 *Bario Total.*

Las concentraciones de bario total oscilaron entre 453.7 y 846.8 $\mu\text{g g}^{-1}$. El valor más alto se encontró en los sedimentos superficiales de la estación A y tiende a disminuir hacia la estación C (Fig. 27). No se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de bario de los sedimentos.

Rodríguez-Meza (2009) menciona que el bario es un elemento terrígeno que forma parte de los aluminosilicatos; este mineral podría influir en la distribución de bario dentro del estero, ya que solamente la correlación entre este metal y aluminio es significativa ($p < 0.01$). También se ha indicado que el bario es fuertemente adsorbido por las arcillas, óxidos e hidróxidos de manganeso, sin embargo no se obtuvieron correlaciones significativas entre estos factores (Tabla 2).

Referente a otros metales traza, se encontraron correlaciones negativas significativas con cromo y magnesio.

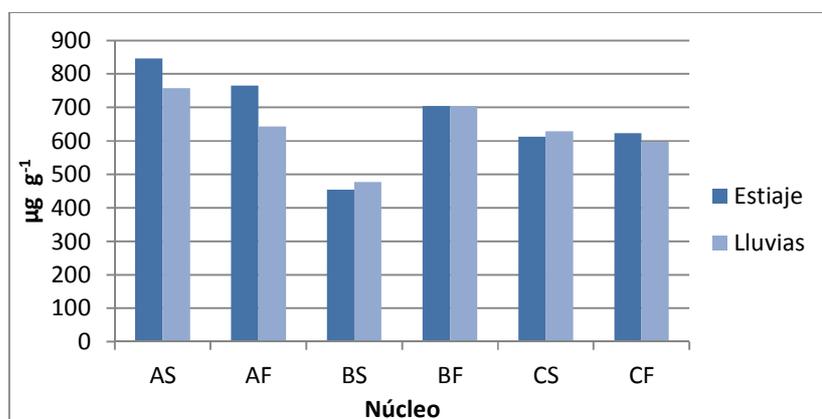


Figura 27. Concentraciones de Bario Total. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.4 Metales totales y concentración permisible

8.4.4.1 Metales mayoritarios.

El contenido de aluminio en el Estero es similar (8%) a la concentración de la corteza terrestre (Kabata-Pendias, 2011), mientras que hierro y manganeso se mantuvieron por debajo (4.5-5% y 716-1400 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente)

Los valores de hierro, aluminio y manganeso en el Estero son menores que las concentraciones reportadas para estos metales en el complejo Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa, por Green-Ruiz y Páez-Osuna (2003) (Tabla 3b). Comparado con el puerto de Mazatlán, Sinaloa (1.4-9.5 %; Soto-Jiménez y Páez-Osuna), la concentración de hierro en el estero también es más baja. Las diferencias del contenido de metales entre cada zona costera, pueden depender de la composición geológica.

8.4.4.2 Metales traza esenciales.

Níquel y zinc tuvieron concentraciones más altas que lo reportado para la corteza terrestre (20 y 70 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente), mientras que el cobre queda debajo de los valores de la corteza (25-75 $\mu\text{g g}^{-1}$). Los tres metales se mantienen por debajo de las concentraciones reportadas en otras zonas costeras con actividades económicas comerciales, como el puerto de Mazatlán (Tabla 3a). Se debe añadir que el contenido de cobre, también queda por debajo de la concentración máxima reportada, para la zona minera de Marabasco, Colima (Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2007).

Haciendo una comparación contra la costa de Tijuana, B.C. (Villaescusa-Celaya *et al.*, 2000) la cual recibe las descargas municipales de la planta de tratamiento de la ciudad, el níquel de los sedimentos del Estero tiene menor concentración, el zinc se mantiene dentro del rango, y el cobre alcanza valores más altos (Tabla 3a). Las partículas finas del Estero, pueden favorecer una mayor concentración de este último metal, como ya se ha señalado anteriormente.

Tomando en cuenta los límites de la NOAA para metales en sedimentos, la concentración de níquel es inferior al rango de efectos mínimos (ERL) (Fig. 24 y 26) lo que puede indicar que sus efectos en el metabolismo de los organismos del Estero, son bajos. Por otro lado, la concentración de zinc en la estación A y de cobre en la estación B, se encuentra por encima de los límites de la NOAA (Fig. 25) lo que causaría efectos ocasionales en el metabolismo de los organismos en esos sitios.

En lo referente al contenido de cobalto, el máximo de concentración en el Estero, queda por debajo de los valores más altos reportados para el Puerto de Mazatlán, Sinaloa de 4.7-17.6 mg kg^{-1} (Paez-Osuna y Soto-Jiménez, 2001) y la costa de Marabasco, Colima de 6.0–94.5 mg Kg^{-1} ; (Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2007). El contenido de este metal también es menor la concentración promedio de la corteza terrestre (200 $\mu\text{g g}^{-1}$; Kabata-Pendias, 2011).

Lo anterior puede indicar que a diferencia de otras actividades económicas, las descargas de aguas municipales en el estero tienen poca influencia en el aumento de concentración de estos metales en los sedimentos.

8.4.4.3 Metales traza: no esenciales.

Las concentraciones de plomo y arsénico encontradas en el estero alcanzan niveles más altos que los reportados para la corteza terrestre ($15 \mu\text{g g}^{-1}$ y $1.8 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente), mientras que las de cadmio alcanzan valores iguales o menores ($0.1 \mu\text{g g}^{-1}$).

En la costa de Tijuana, B. C., Villaescusa-Celaya, *et al.* (2000), reportaron valores de 6 a 21 mg kg^{-1} de plomo; en este estudio, sin embargo, se obtuvieron concentraciones más altas de este metal (Tabla 3b). Estos mismos autores reportan para cadmio un rango de concentración de 0.08 a 0.64 mg kg^{-1} , el cual está por encima de los valores encontrados en el Estero. Las concentraciones de cadmio en el Estero, también quedan por debajo de los indicado para Marabasco, Colima (0.05 a $0.3 \mu\text{g kg}^{-1}$; Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2007). El mercurio, de manera contraria, muestra valores más altos a los reportados para esa misma zona minera (0.002 a 0.02 mg Kg^{-1}) y los indicados por Kot *et al.* (1999) en la Laguna La Paz (0.016 a 0.020 mg kg^{-1}), donde la actividad turística es la principal actividad económica.

Los valores de plomo de las estaciones B y C del Estero, quedan dentro del rango reportado por Jara-Marini *et al.* (2008) en el puerto de Mazatlán (49.6 a 54.0 mg kg^{-1}); sin embargo, el contenido de la estación A, se encuentra por encima de estos valores. En lo concerniente al cromo, Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001), reportaron también para el Puerto de Mazatlán, una concentración máxima de 42.4 mg Kg^{-1} , lo que está por encima de lo encontrado en este estudio (Tabla 3b). Se debe notar por otro lado, que la concentración de este metal en el Estero, es mayor que lo indicado para el complejo Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa 8.9 a 28 mg kg^{-1} ; (Green-Ruiz y Páez-Osuna; 2001) el cual está influenciado por actividades agrícolas.

Aunque el Estero El Salado no está influenciado por actividades industriales, agrícolas o mineras, otros factores como las condiciones redox, la granulometría del sedimento, el contenido de materia orgánica y la falta de dragados, como los realizados en Mazatlán, pueden facilitar la retención de estos metales en los sedimentos, por lo cual en algunos casos se observan concentraciones más altas que los reportados en otras zonas (Carreón-Martínez *et al.*, 2001; Ruelas-Inzunza, 2013).

Es posible que las afectaciones a organismos por arsénico, sean ocasionales, ya que con excepción de las muestras de los sedimentos de fondo de la estación B, las concentraciones obtenidas quedan por encima del ERL (Fig. 28). La concentración de plata, está por encima de lo registrado para la corteza terrestre ($0.06 \mu\text{g g}^{-1}$; Kabata-Pendias, 2011). Los efectos adversos para las especies del estero causados por este metal, pueden ir de mínimas a ocasionales, debido a que los sedimentos de la estación A durante el estiaje alcanzan una concentración que queda por encima de la concentración de efectos bajos (ERL) (Fig. 33). Sin embargo, el resto de las concentraciones queda por debajo de este límite.

La concentración de bario en lo sedimentos del Estero, alcanza valores más altos que los indicados para la corteza terrestre de 250 - $584 \mu\text{g g}^{-1}$ y el estroncio queda por debajo de los valores de la corteza de 260 - $370 \mu\text{g g}^{-1}$ (Kabata-Pendias, 2011), lo cual también puede ser indicativo de la composición litogénica de la zona. La concentración de vanadio queda por encima de los valores de la corteza terrestre de 35 - 60 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias, 2011), y por debajo de los máximos reportados por Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2000) en el Puerto de Mazatlán de 14 - 100 mg kg^{-1} y por Green-Ruiz y Páez-Osuna (2003) en el complejo Altata-Ensenada

del Pabellón de $10\text{-}664\text{ mg Kg}^{-1}$, el cual está bajo influencia agrícola, lo cual puede ser causado por las características del estero. Para estos tres metales no existen máximos permisibles de la NOAA que puedan ser utilizados como referencia.

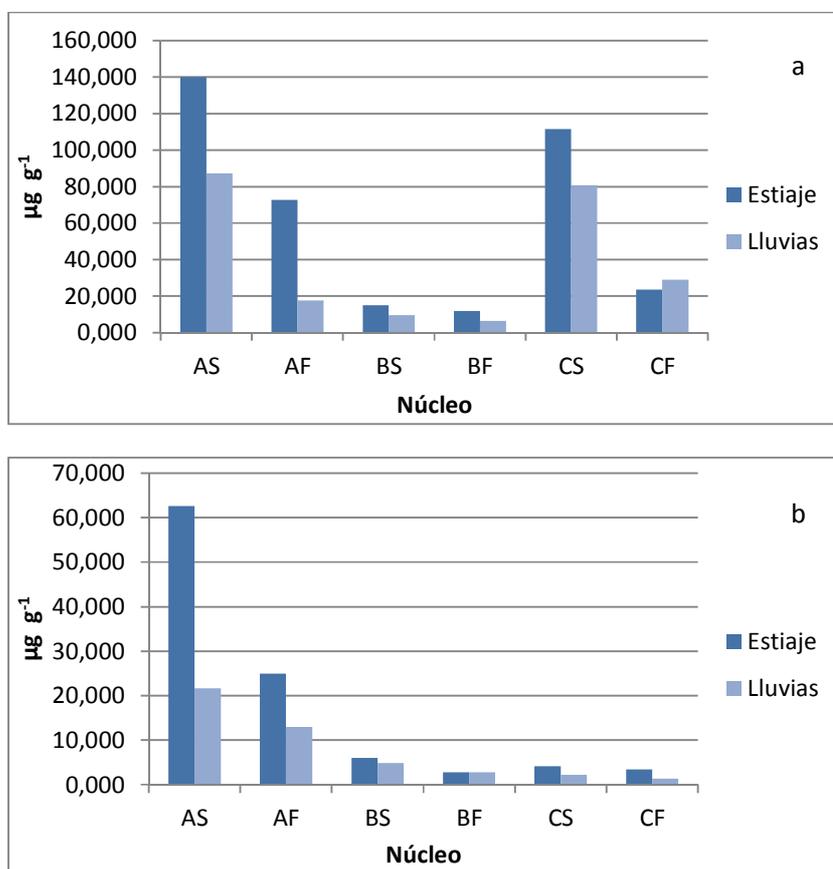
8.4.5 Metales mayoritarios lixiviados.

8.4.5.1 Hierro, Manganeso y Aluminio lixiviados.

Las concentraciones para estos metales oscilan entre 6.4 y $140.0\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ para hierro, 1.4 a $62.6\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ para manganeso y 13.3 a $93.4\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ para aluminio (Fig. 28), lo que corresponde a porcentajes de lixiviación bajos, que van de 0.05 a 0.71 ; 0.4 a 9.9 y 0.02 a 0.12 respectivamente. Las concentraciones de los tres elementos mostraron diferencias significativas por estación geográfica ($p < 0.05$).

Generalmente, la movilidad de los tres metales se relaciona con la asociación que tienen con complejos orgánicos solubles, que impiden su precipitación (Mackin y Aller, 1984; Kabata-Pendias, 2011); sin embargo, el aumento de contenido de los tres metales en la época de estiaje, puede relacionarse más con el cambio de temporada y las condiciones de oxido-reducción en el suelo.

Espacialmente, la alta concentración de hierro y manganeso lixiviado en la estación A, coincide con mayores concentraciones de metales totales (Fig. 13a y 13b), con respecto a las estaciones B y C. De la misma forma, el incremento de aluminio lixiviado hacia la costa (Fig. 28c), coincide con una mayor cantidad de aluminio total en los sedimentos de la estación C (Fig. 13c). El aumento de concentración de este metal, también puede ser causado por el aumento de la salinidad, la cual favorece la solubilización de sulfuros, a los cuales puede estar asociado (Du Laing *et al.*, 2008).



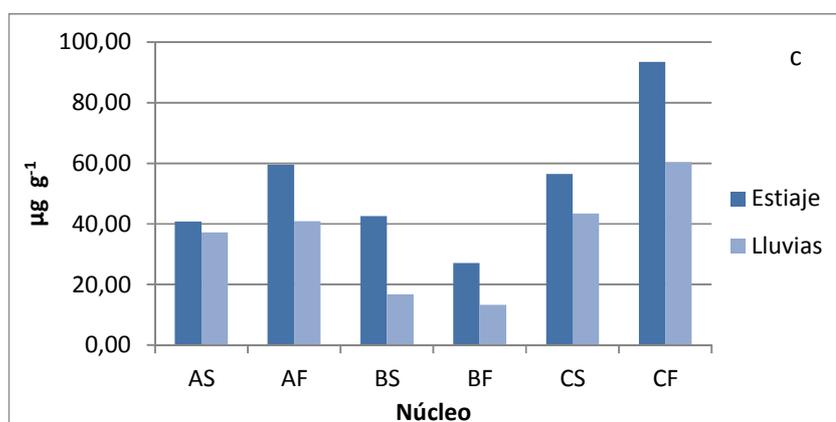


Figura. 28. Concentraciones de a) Hierro lixiviado, b) Manganeso lixiviado y c) Aluminio lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.5.2 Níquel lixiviado.

La concentración de níquel varía de 0.066 a 0.421 $\mu\text{g g}^{-1}$ como se muestra en la Figura 29. El porcentaje de lixiviación osciló entre 0.5 y 3.2%. Entre las concentraciones, sólo se obtuvieron diferencias significativas por temporada ($p < 0.05$). En las tres estaciones, los máximos de concentración se registraron en las estaciones B y C en los sedimentos superficiales, pero en general se obtuvo un aumento de níquel lixiviado en el estiaje.

Es probable que la cercanía de la planta de tratamiento y los cambios redox durante la temporada de estiaje influyan en la liberación de níquel, el cual es mayormente móvil si se encuentra unido a carbono orgánico, óxidos y carbonatos (Kabata-Pendias, 2011).

El contenido de níquel lixiviado queda por debajo del encontrado en el estuario de Marabasco, Colima de 2 mg kg^{-1} (Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2007), el cual está influenciado por la actividad minera.

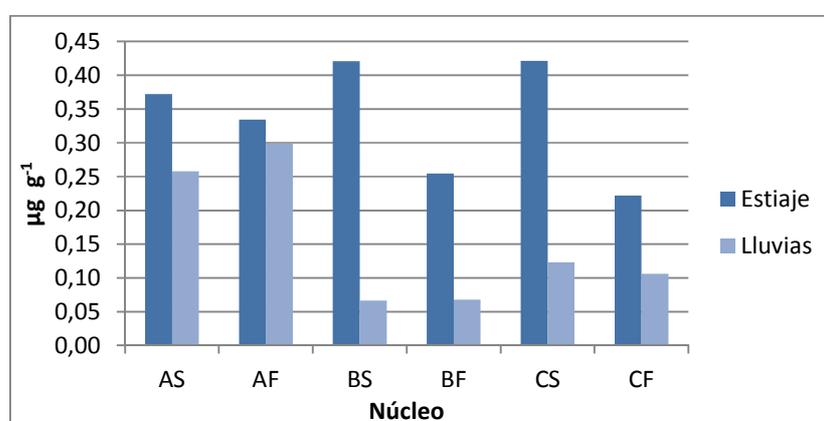


Figura. 29. Concentraciones de Níquel Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.5.3 Cobre lixiviado.

El rango de cobre lixiviado osciló entre 0.037 y 0.460 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Fig. 30), lo que representa un porcentaje de lixiviación de 0.1 a 1.9% con respecto al cobre total. El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) en la concentración de cobre lixiviado entre las temporadas de estiaje y de lluvias.

En la Figura 21, se aprecia que existe mayor concentración de cobre lixiviado en el estiaje, sobre todo en las estaciones A y B. Es probable que la cercanía de la planta de tratamiento y el alto contenido de sedimentos finos faciliten la liberación de cobre en esas estaciones, ya que los sedimentos que reciben aguas de desecho, pueden acumular mayor cantidad de cobre soluble e intercambiable, en arcillas y materia orgánica (Tam y Wong, 1996). Estas especies de cobre, pueden ser liberadas cuando las condiciones reductoras ambientales, se vuelven más oxidantes durante la temporada de estiaje (Du Laing, 2009). Por otro lado en investigaciones realizadas en el puerto de Mazatlán, Sinaloa, se ha señalado que los sedimentos de mangle bajo influencia urbana e industrial, tienen mayor contenido de cobre biodisponible (Soto-Jiménez y Páez Osuna; 2001).

Comparado con otras zonas costeras, el contenido de cobre en las muestras del Estero, es menor a las concentraciones reportadas en el Puerto de Mazatlán (9.4-11.1 mg kg^{-1} ; Jara-Marini *et al.*, 2001).

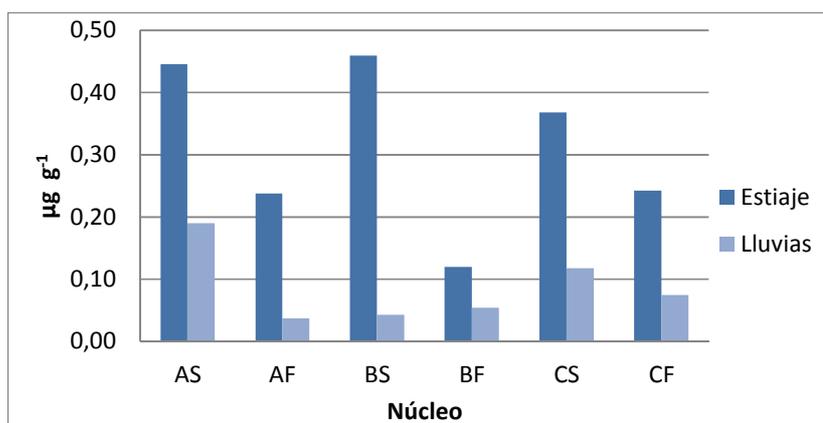


Figura. 30. Concentraciones de Cobre Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.5.4 Zinc lixiviado.

Los valores de zinc varían entre 0.42 y 6.056 $\mu\text{g g}^{-1}$, con un porcentaje de lixiviación correspondiente de 0.5 a 6.6%. La Figura 31, muestra que los valores más altos se obtuvieron en los sedimentos superficiales de las estaciones B y C en el estiaje, aunque las diferencias entre la concentraciones de zinc lixiviado sólo son significativas por temporada ($p < 0.05$).

Este elemento puede ser liberado de los sedimentos a causa de cambios en las condiciones de óxido-reducción, sobre todo si se encuentra asociado a materia orgánica y ácidos húmicos (Alloway, 1990), lo cual también quedó establecido en la correlación de la Tabla 3. Es probable que las condiciones más oxidantes durante el estiaje, también favorezcan la movilización de este metal, en los sedimentos superficiales de las estaciones A y B. En la estación C, la lixiviación del zinc podría ser causada por la facilidad de este metal a formar compuestos con los iones cloruro (Alloway, 1990).

En estudios realizados por Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001), se indica que las mayores concentraciones biodisponibles de este metal se encontraron en zonas donde se descargan los efluentes domésticos, por lo que la planta de tratamiento también puede influir en los máximos de zinc lixiviado de las estaciones alejadas a la costa.

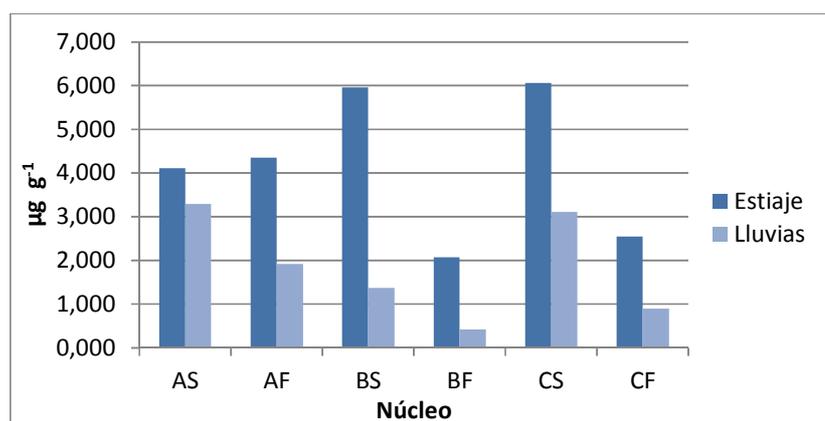


Fig. 31. Concentraciones de Zinc Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.5.5. Cobalto lixiviado.

La concentración de cobalto en las muestra osciló entre 0.072 y 1.352 $\mu\text{g g}^{-1}$. El porcentaje de lixiviación correspondiente es de 1.0 a 13.9%. Las concentraciones de cobalto mostraron diferencias significativas por estación ($p < 0.05$).

El cobalto lixiviado en general sigue el mismo comportamiento que el cobalto total, aunque con una concentración mucho mayor en los sedimentos de la estación A (Fig. 32). Es posible que el cambio de temporada sea el factor que más influya en la lixiviación de cobalto, ya que en la gráfica se aprecia que en el estiaje se alcanzan los contenidos máximos.

La concentración de cobalto lixiviado en el Estero El Salado, es menor al reportado en el estuario de Marabasco, Colima de 0.64 a 3.36 mg kg^{-1} (Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2007).

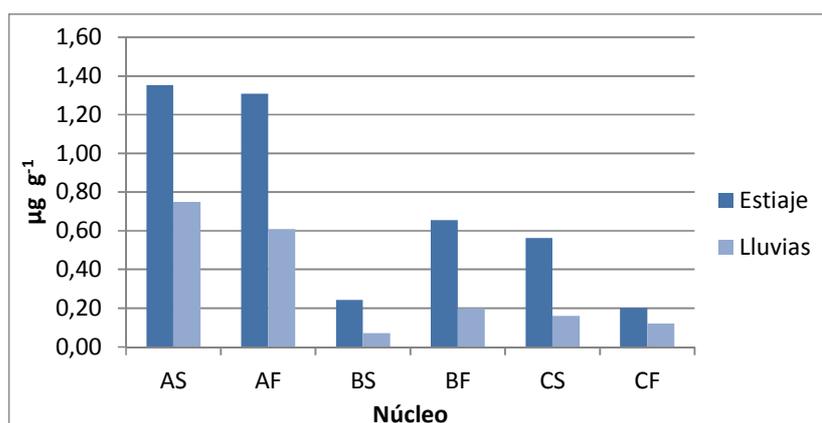


Figura.32. Concentraciones de Cobalto Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.6 Metales traza: no esenciales.

8.4.6.1 Arsénico lixiviado.

La concentración de arsénico lixiviado osciló entre 0.184 y 1.194 $\mu\text{g g}^{-1}$, lo que equivale a un rango de lixiviación de 1.5% y 10.8%. La concentración de arsénico mostró diferencias significativas entre las estaciones geográficas ($p < 0.05$) y el valor más alto se registró en los sedimentos de fondo de la estación A, como se muestra en la Figura 33.

La movilidad de este metal depende de su estado de oxidación y de la fase sólida a la cual se encuentra asociado (Keon *et al.*, 2001 Wilkin y Ford, 2005); sin embargo, la fracción granulométrica y los cambios de temporada en el Estero, no parecen influir en la liberación de este metal, ya que el arsénico lixiviado mantiene el mismo comportamiento que el arsénico total (Figura 27).

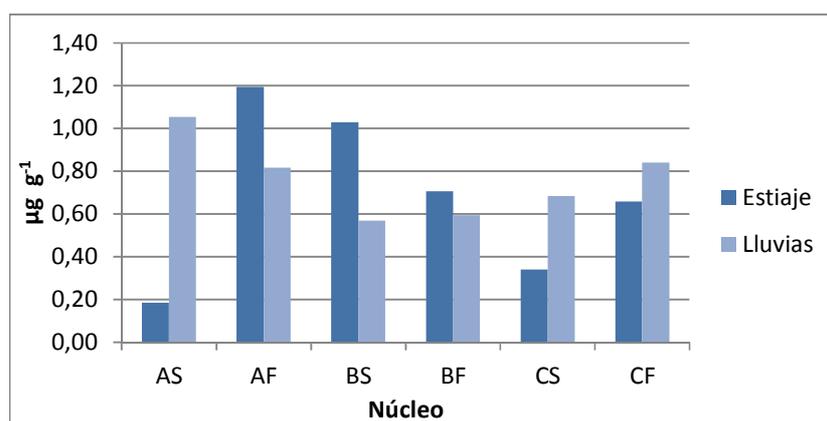


Figura. 33. Concentraciones de Arsénico Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.6.2 *Cadmio lixiviado.*

Para el cadmio lixiviado, se obtuvieron valores que oscilan entre 0.002 y 0.028 $\mu\text{g g}^{-1}$. Los valores de lixiviación varían de 4 a 69%. Las diferencias entre las distintas concentraciones de cadmio, no son significativas.

En las tres estaciones, los valores más altos de cadmio lixiviado corresponden a la temporada de estiaje. Por estación geográfica, la estación B presentó las concentraciones más bajas de cadmio lixiviado en lluvias (Fig. 34), a pesar de que el contenido de cadmio total en esta estación es el más alto.

Las aguas municipales vertidas por la planta pueden contribuir al aumento de cadmio lixiviado en la estación A. Ya ha quedado establecido en otros estudios, realizados en la costa noroeste de México, que la concentración de cadmio soluble, es mayor en zonas que reciben residuos de actividades humanas, incluyendo el uso de fertilizantes (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Frías-Espéricueta, 2005). Asimismo, Tam y Wong (1996) indican que en sedimentos de manglar que reciben aguas de desecho, el cadmio de origen antropogénico queda débilmente retenido por arcillas y materia orgánica, por lo que tiende a ser liberado más fácilmente.

Las condiciones oxidantes de la temporada de estiaje, pueden facilitar la lixiviación del cadmio en las tres estaciones. De manera particular el aumento de salinidad de la estación C (Fig. 10), puede favorecer la liberación del cadmio de los sedimentos, ya que este elemento se compleja fácilmente con los cloruros (Eggleton y Thomas, 2004; Parra y Espinoza, 2007; DuLaing, *et al.*, 2008).

Las concentraciones de cadmio lixiviado en el Estero El Salado son inferiores a los máximos alcanzados en zonas comerciales como el puerto de Mazatlán que van de 0.46 a 0.51 mg kg^{-1} (Jaramarini *et al.*, 2008).

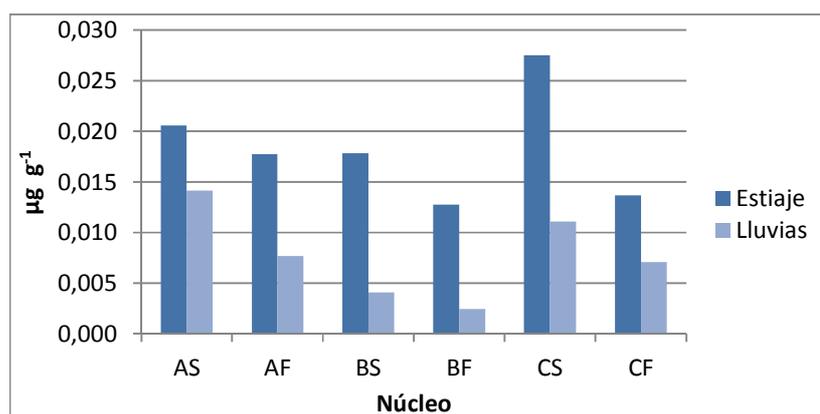


Figura.34. Concentraciones de Cadmio Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.6.3 Cromo Lixiviado.

El rango de concentración de cromo lixiviado, varía de 0.096 a 0.591 $\mu\text{g g}^{-1}$. El porcentaje de lixiviación se ubica entre 0.3 y 1.9%. No hay diferencias significativas en el contenido de cromo, excepto en los sedimentos de la estación B por temporada (Fig. 35). La concentración de cromo lixiviado muestra un gradiente que va en aumento hacia la costa, probablemente a que la disminución de materia orgánica impide su retención.

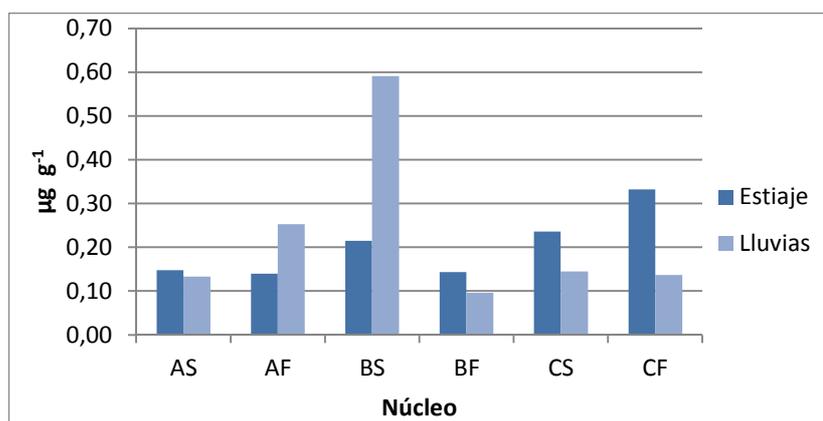


Figura. 35. Concentraciones de Cromo Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.6.4 Plomo lixiviado.

La Figura 35 muestra la concentración de plomo, el cual oscila entre 0.034 y 1.46 $\mu\text{g g}^{-1}$. Aunque las condiciones oxidantes del estiaje facilitan la liberación de metales, el porcentaje de la lixiviación de plomo fue de 0.1 a 1.9% y no hay diferencias entre el comportamiento del plomo lixiviado (Fig. 36) y el plomo total (Fig. 23).

Con excepción de la estación A, el resto de las concentraciones de plomo lixiviado, se encuentran por debajo del contenido reportado para otras zonas costeras, como el Puerto de Mazatlán, el cual muestra concentraciones de 3.3 a 4.0 mg kg^{-1} (Jara-Marini *et al.*, 2008).

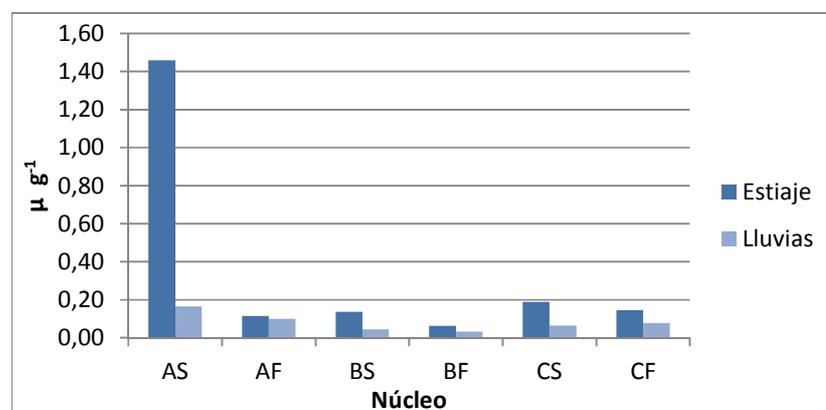


Fig. 36. Concentraciones de Plomo Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.6.5 Vanadio lixiviado.

El rango en la concentración de vanadio se ubicó entre 0.05 y 1.18 $\mu\text{g g}^{-1}$. Aunque las muestras recolectadas no mostraron diferencias significativas en el análisis estadístico, la Figura 37 muestra máximos de vanadio en las estaciones A y C.

La movilidad del vanadio está condicionada por los minerales a los que se encuentra asociado, el pH y las condiciones de óxido-reducción. Es probable que el vanadio en los sedimentos recolectados se encuentre fuertemente retenido, ya que su porcentaje de lixiviación alcanza apenas un 1.5% como máximo, independientemente de los cambios de temporada, ubicación o fracción sedimentaria. Cabe mencionar a este respecto que la estación B, registró la menor concentración de vanadio lixiviado a pesar de que esta estación tiene uno de los contenidos más altos de vanadio total.

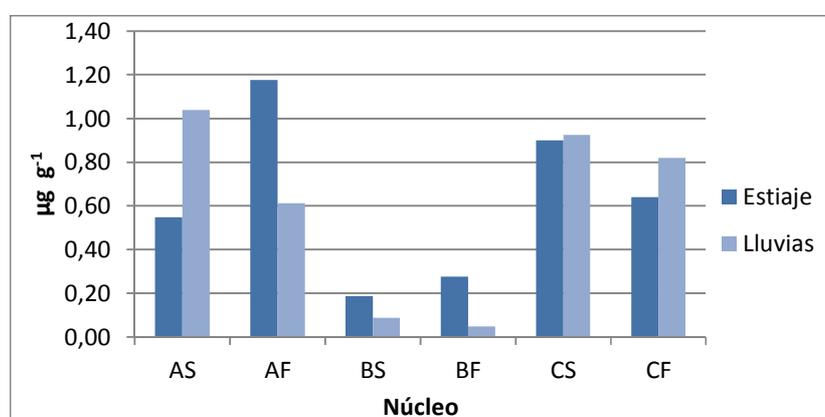
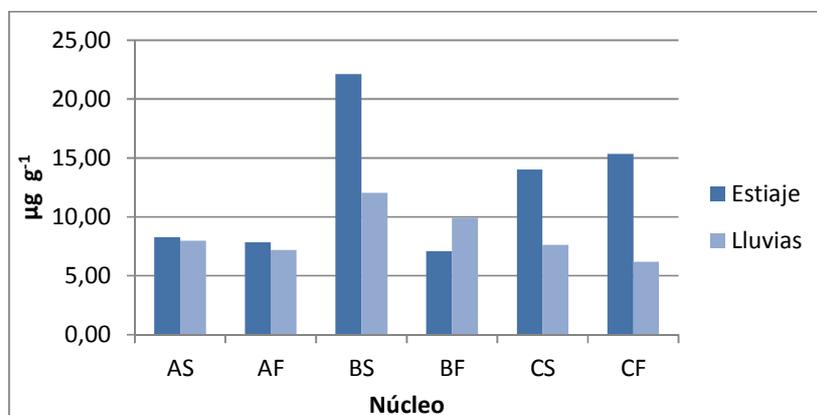


Fig. 37. Concentraciones de Vanadio Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.6.4. Estroncio lixiviado.

Los valores de estroncio lixiviado variaron entre 6.19 y 22.13 $\mu\text{g g}^{-1}$, y el rango de lixiviación fue de 2.7 a 13.1%. Al aplicar el análisis estadístico, se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) por estación de muestreo. En la Figura 38 se muestra que la concentración de estroncio lixiviado en los sedimentos, tiende a aumentar en las estaciones B y C durante el estiaje; es probable que las condiciones menos reductoras de los sedimentos obtenidos durante esta temporada, permitan su movilización (Kabata-Pendias, 2011).



Gráfica 38. Concentraciones de Estroncio Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

8.4.6.4. Bario lixiviado

El rango de concentración de este metal varió entre 0.346-6.457 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Fig. 39), y el porcentaje de lixiviación es de 0.05 a 0.85 %. Para el bario lixiviado, se encontraron diferencias significativas por estación geográfica ($p < 0.05$). Los valores más altos se registraron en los sedimentos superficiales de la estación A, durante la época de lluvias. La concentración de bario lixiviado disminuye hacia la estación C, lo que puede estar relacionado con el menor contenido de bario total en esa estación.

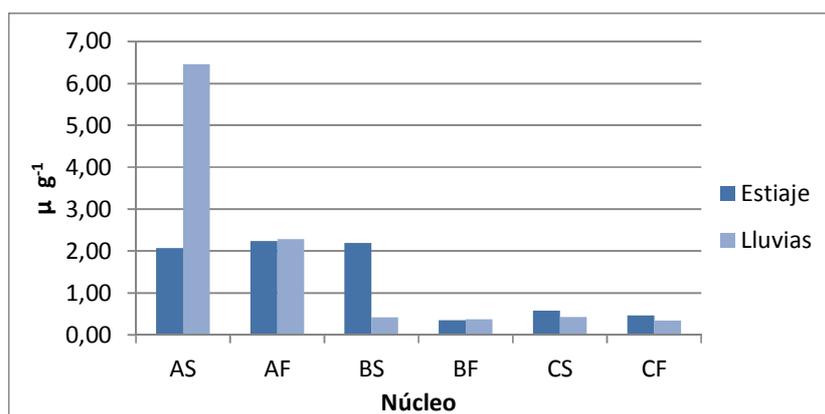


Figura. 39. Concentraciones de Bario Lixiviado. AS=Núcleo A superficie; AF=Núcleo A fondo; BS= Núcleo B superficie; BF= Núcleo B fondo; CS= Núcleo C superficie; CF= Núcleo C fondo.

Tabla 3. Matriz de coeficientes de correlación (r) mostrando las asociaciones entre las concentraciones de metales totales, carbono orgánico (CO) y granulometría del estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco. Significancia: *p<0.01 y **p<0.05

	As	Cd	Pb	Cr	Ni	Mg	Al	V	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	Sr	Ag	Ba	Hg	C.O.	Arenas	Limos	Arcillas	
Arsénico	1.000																					
Cadmio	-.407	1.000																				
Plomo	.622*	-.109	1.000																			
Cromo	.014	-.087	.427	1.000																		
Níquel	.245	.323	.594*	.643*	1.000																	
Magnesio	-.112	.025	.105	.427	.196	1.000																
Aluminio	.839**	-.570	.476	-.203	.028	-.497	1.000															
Vanadio	.112	.174	.517	.818**	.853**	.259	-.119	1.000														
Manganeso	.818**	-.545	.706*	.175	.357	-.280	.874**	.210	1.000													
Hierro	.727**	-.062	.769**	.336	.769**	-.133	.636*	.538	.804**	1.000												
Cobalto	.497	.327	.580*	.000	.664*	-.357	.455	.413	.552	.825**	1.000											
Cobre	.249	.315	.722**	.680*	.883**	.410	-.067	.883**	.245	.630*	.529	1.000										
Zinc	.552	.182	.762**	.566	.909**	.028	.336	.727**	.587*	.909**	.741**	.816**	1.000									
Estroncio	-.133	-.251	-.336	-.490	-.364	-.587*	.224	-.392	.154	-.147	.098	-.599*	-.406	1.000								
Plata	.643*	.051	.643*	.252	.776**	-.203	.545	.587*	.720**	.923**	.867**	.616*	.839**	-.028	1.000							
Bario	.413	-.149	.161	.636*	-.175	-.776**	.734**	-.336	.476	.336	.538	-.291	.021	.573	.350	1.000						
Mercurio	.426	.368	.493	.123	.736**	-.278	.317	.479	.472	.761**	.908**	.554	.782**	.046	.792**	.349	1.000					
C.O.	.098	.272	.497	.406	.776**	.273	-.084	.727**	.252	.559	.629*	.739**	.580*	.007	.664*	-.056	.577*	1.000				
Arenas	-.271	-.400	-.049	.098	-.148	.517	-.295	.049	-.197	-.443	-.615	.049	-.369	.025	-.419	-.394	-.570	.148	1.000			
Limos	-.542	.888**	-.345	-.172	.197	-.074	-.591	.098	-.640*	-.025	.492	.098	.000	.049	.148	.074	.409	.295	-.500	1.000		
Arcillas	.492	.063	.000	-.172	.000	-.468	.542	-.197	.345	.419	.345	-.197	.295	-.098	.345	.369	.310	-.394	-.900*	.200	1.000	

Tabla 4a. Comparativo entre concentraciones de metales traza en el estero El Salado y otros cuerpos de agua del noreste de la República Mexicana.

	Cu	Zn	Ni	V	Ag	Co	Ba	Sr	
Estero El Salado, Puerto Vallarta, ($\mu\text{g g}^{-1}$).	19.40-37.51	75.65-152.98	8.87-15.16	62.67-79.40	0.73-1.42	4.77-10.53	-----	-----	Estudio Actual
Costa de Baja California y California ($\mu\text{g g}^{-1}$).	4.9-23	39-188	16-44	-----	0.01-0.28	-----	-----	-----	Villaescusa-Celaya <i>et al.</i> , 2000
Marabasco Sinaloa Sistema Río-Estuario (mg kg^{-1}).	19.3-96.2	52.3-179	8.5-26.1	-----	-----	6.0-94.5	-----	-----	Marmolejo-Rodríguez <i>et al.</i> , 2007
Puerto de Mazatlán, Sinaloa ($\mu\text{g g}^{-1}$).	31.9-44.9	217.8-323.5	-----	-----	-----	-----	-----	-----	Jara-Marini <i>et al.</i> , 2008
Complejo Río Culiacán-Bahía Altata- Ensenada del Pabellón, B. C (ppm).	5.6-63.8	18.8-176.1	30.5	10-664	-----	8.2-37.1	-----	-----	Green-Ruiz y Páez-Osuna, (2003)
Puerto de Mazatlán, Sinaloa	-----	-----	6.1-30.3	14-100	-----	4.7-17.6	-----	-----	Soto-Jiménez y Páez-Osuna, (2001)
Bahía Concepción B.C. S (mg Kg^{-1})	20	-----	30	-----	-----	17	310	1400	Rodríguez-Meza (2009)
NOAA	34-270	150-410	20.9-51.6	-----	1.0-3.7	-----	-----	-----	

Tabla 4b. Comparativo entre concentraciones de metales traza en el Estero El Salado y otros cuerpos de agua del noreste de la República Mexicana.

	Fe %	Al %	Mn	As	Hg	Pb	Cd	Cr	
Estero El Salado, Puerto Vallarta($\mu\text{g g}^{-1}$)	1.15-2.25	6.3-9.6	246.82-628.86	6.58-13.66	0.05-0.15	23.95-76.56	0.04-0.10	22.13-34.23	Estudio Actual (2012)
Costa de Baja California y California ($\mu\text{g g}^{-1}$)	1.36-4.6	3.61-8.55	392-1506	-----	-----	6-21	0.08-0.64	56-802	Villaescusa-Celaya <i>et al.</i> (2000)
Marabasco Sistema Río-Estuario (mg kg^{-1})	25.7-69.7	-----	-----	-----	-----	2-18	0.047-0.34	-----	Marmolejo J. A. (2007)
Puerto de Mazatlán ($\mu\text{g g}^{-1}$)	-----	-----	-----	-----	-----	49.6-54.0	3.1-3-3	-----	Jara-Marini <i>et al.</i> (2008)
Complejo Río Culiacán-Bahía Altata- Ensenada del Pabellón (ppm)	2.0-13.5	1.2-9.9	97-8166	-----	-----	46-294	-----	8.9-28	Green-Ruiz y Páez-Osuna (2003)
Puerto de Mazatlán (mg Kg^{-1})	1.4-9-5	-----	-----	-----	-----	-----	-----	7.6-42.5	Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001)
Laguna La Paz, Baja California ($\mu\text{g g}^{-1}$)	-----	-----	-----	-----	0.016-	-----	-----	-----	Kot <i>et al.</i> (1999)
Estuario del Río Marabasco, Colima (ng g^{-1})	-----	-----	-----	-----	2-22	-----	-----	-----	Willerer <i>et al.</i> (2003)
Bahía Concepción, B.C.S. (sedimento) (mg Kg^{-1})	3	-----	-----	8	0.04	31	4	71	Rodríguez-Meza, <i>et al.</i> (2009)
NOAA mg	-----	-----	-----	8.2-70	150-710	46.7-218	1.2-9.6	81-370	

9. Conclusiones.

Se analizaron los factores fisicoquímicos: pH, salinidad y concentración de carbono orgánico disuelto (COD) en agua intersticial, así como la distribución del tamaño de partícula, la concentración de carbono orgánico y la concentración de metales totales y metales lixiviados, en sedimentos del Estero El Salado.

Los resultados del agua intersticial indican que la temporada (lluvias y estiaje) y la ubicación de los sitios de muestreo influyen en las variaciones de los factores fisicoquímicos: en la temporada de estiaje los valores de salinidad aumentaron, mientras que el pH y la concentración de carbono orgánico disminuyeron, cuando se comparan contra los datos obtenidos en la temporada de lluvias. Por ubicación, en la estación cercana a la costa, los valores de salinidad fueron mayores y los valores de concentración de carbono orgánico disuelto disminuyeron con respecto a las estaciones A y B. El pH no mantiene una tendencia clara.

Respecto al tamaño de partícula, los limos fueron los más abundantes. Solamente en la estación C, durante el estiaje, las arenas alcanzaron el porcentaje más alto.

Los cambios de temporada, no afectan significativamente las concentraciones de carbono orgánico y metales totales, en los sedimentos del Estero. En lo referente a los cambios por estación geográfica, la concentración de metales totales es mayor en los sitios A y B, lo cual puede ser causado por el lavado de las rocas y la cercanía de la planta de tratamiento. Se debe agregar, que en el sitio de recolección B, la anegación permanente favorece un ambiente más anóxico, el cual también podría favorecer la precipitación de metales. En la estación C por otro lado, la influencia de las mareas y sedimentos del tamaño de arenas, coincide con la disminución de carbono orgánico y por consiguiente, con la disminución del contenido de metales

Se debe tomar en cuenta que de acuerdo con el análisis estadístico, se encontraron buenas correlaciones entre los metales traza y los metales mayores: aluminio, hierro y manganeso, los cuales son los principales componentes minerales. Por lo tanto, se puede concluir que los metales totales analizados, tienen un origen primordialmente litogénico.

Tomando en cuenta lo anterior y las diferencias observadas en la distribución de los metales, el carbono orgánico y el tamaño de partícula, en los sedimentos del Estero El Salado, se puede indicar que existen similitudes entre sitios de muestreo A y B, los cuales comparten características principalmente terrígenas, mientras que la estación C posee características diferentes, probablemente más relacionadas con el ambiente marino.

En lo referente a los metales lixiviados, sus concentraciones muestran mayor variación durante los cambios de temporada y de ubicación geográfica, lo que indica que son más reactivos. Basándose en el porcentaje de lixiviación obtenido, se encontró que los metales se liberan con el siguiente orden, comenzando por el menos refractario: cadmio < cobalto < estroncio < arsénico < manganeso < zinc < níquel < cromo = plomo = cobre < vanadio < bario < hierro < aluminio

La escala puede indicar que de los metales mayores, hierro y manganeso se comportan de manera conservativa, con excepción de manganeso.

Finalmente, en base a los límites de concentración permisible (NOAA), los posibles efectos tóxicos en los organismos, por efecto de la concentración de zinc, níquel, cadmio, cromo y mercurio en el Estero probablemente son mínimos, mientras que para plomo, cobre, arsénico y plata parecen ser poco frecuentes por lo que su concentración podría no ser peligrosa.

Es necesaria una mayor investigación sobre los ciclos de los metales en el estero El Salado para conocer mejor sus fuentes y su posible impacto en los organismos de la zona.

10. Referencias

Alongi y Brikman. 2011. Hidrobiología and Biogeochemistry of Mangrove Forest 203-219. En: Levia, D. F., Carlyle-Mose y D. Tanaka (Eds) Forest Hidrology and Biogeochemistry. Springer Netherlands.

Acosta, V., Lodeiros, C., Senior, W., Martínez, G. 2002. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia*. 27, 686-690.

Alloway, B. J. 1990. Heavy metals in soils. 7-27. Blackie and Son, U.S.A.

Baker D. E., Senft, J. P. 1990. Copper 179-202 En: Alloway, B. J. Heavy metals in soils. Chapman and Hall, UK.

Cai, M., Wang, Y., Qiu, C., Lin, J., Qian, B., Huang, S., Sun, J., Liu, X., Li, X. Heavy metals in surface sediments from mangrove in Zhangjiang River estuary, South China. 2009. *International Proceedings of the 2009 International Conference on Environmental Science and Information Application Technology*. 3, 34-38

Carbajal-P., J. L. y Chavira, M. D. 1985. Contaminación en los sistemas lagunares-estuarinos de las costas mexicanas. *Elementos*. 2: 50-64.

Carreón-Marínez, L., Huerta-Díaz, M. A., Nava-López, C., Siqueiros-Valencia, A. 2001. Mercury and Silver Concentrations in Sediments from the Port of Ensenada, Baja California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 42, 415-418.

Charriau, A., Lesven, L., Gao, Y., Leermakers, M., Baeyeb, W., Ouddane, B., Billon, G. 2011. Trace metal behavior in riverine sediments: Role of organic matter and sulfides. *Applied Geochemistry*. 26, 80-90.

Celis Hernández Omar. Estudio químico de agua y sedimento en Bahía Vergara ,Veracruz México. Tesis de Grado, 2009 Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología UNAM, México D.F.

CIMARES. 2012. Política Nacional de Mares y Costas de México, Gestión Integral de las regiones más dinámicas del territorio nacional. SEMARNAT. México. 1-97 pp.

CONABIO. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.

CONAPO. 2006. Proyecciones de la Población de México 2005-2050. Autor: Partida-Bush, V. Consejo Nacional de Población (Conapo), México, 30 pp. En: Comisión Intersecretarial para el Manejo Sustentable de Mares y Costas. 2012. Política Nacional de Mares y Costas de México, Gestión Integral de las Regiones más Dinámicas del Territorio Nacional. SEMARNAT. MéxicoO.

Contreras-Espinoza, F. 1993. 1-41. Ecosistemas costeros mexicanos. Universidad Autónoma Metropolitana. México.

- Contreras, F. y Castañeda, O. 2004. La Biodiversidad de las lagunas costeras. *Ciencias* 76: 46-56 UNAM.
- Contreras, F. 2005. Humedales costeros mexicanos. En Abarca F. J. y Herzig, M. (Eds.), Manual para el manejo y la conservación de los humedales en México. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca-U.S. Fish & Wildlife Service-Arizona Game and Fish Department-North American Wetlands Conservation Council, México pp. 1-25.
- Cupul-Magaña, F. G. 2000. Aves acuáticas del Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco, Huitzil. *Revista de Ornitología Mexicana*. 1, 3-8.
- Cupul-Magaña, F. G. 2005. Densidad y reclutamiento del cangrejo violinista *Uca latimanis* (Decapoda: Ocypodidae) en el estero El Salado, Jalisco, México. *Ciencia y Mar*. 26, 3-8.
- Day, J. W., C. A. S., Hall, W. M., Kemp y A. Yañez-Arancibia. 1989. Chapter 1, 3-21. En: *Estuarine Ecology*. Jhon Wiley and Sons. USA.
- Davies, B. E. Lead. 206-220. En Alloway, B. J. 1990.
- De la Lanza, G. 1994. Química de las Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano 127-198. En de la Lanza- Espino y C. Cáceres-Martínez (Eds) *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- De la Lanza Espino, G., *et al.* 2010. Vulnerabilidad costera: caso de estudio del sistema de humedales Marismas Nacionales. En : Rivera-Arriaga, E., Azuz- Adeat, I. Alpuche Gual, L. y Villalobos-Zapata, G. (Eds). *Cambio climático en México un enfoque costero marino*. Universidad Autónoma de Campeche, Cety-Universidad. Gobierno del Estado de Campeche. 944 pp.
- Du Laing, G., De Vos, R., Vandecastelle, B., Lesage, E. Tack, F. M. G., Verloo, M. G. 2008 Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 77, 589-602.
- Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B. Meers, E. Tack, F. M. G., 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Science of the Total Environment*. 407, 3972-3985.
- Eggleton, J., Thomas, K. V. 2001 A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*. 30, 973-980.
- Estrada-Durán, G., Cupul-Magaña, F. G., Cupul-Magaña, A. L. 2001. Aspectos de la estructura y producción de hojarasca del bosque de manglar del estero El salado, Puerto Vallarta, Jalisco. *Ciencia y Mar*. 5, 3-12.
- FAO. 1999. Base Referencial Mundial del Recurso del Suelo.
- Finlayson, M., Moser. M. WETLANDS. 8-26. Facts On File. Nueva York, USA 1991.

- Flores Verdugo, F.J., Agraz-Hernández C. M. y D. Benítez Brado. 2007. Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. p. 145-147. En: Sánchez O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R. y Zambrano, L. (Eds.). Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. SEMARNAT. INE. United States Fish & Wildlife Service. Unidos para la Conservación A.C. Escuela de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 293 pp.
- Folk, R. L. 1974. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Pub. Co. Austin 182 pp.
- Frías-Espericueta, M. G., Osuna-López, J. I., Estrada-Toledo, F., López-López, G. y Izaguirre-Fierro, G. 2005. Heavy metals in edible muscle of shrimp from several coastal lagoons located in te NW of México. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 74, 1098-1104.
- Frías-Espericueta, M. G., Osuna-López, J. I., Voltolina, D., Correa-González, E. M., Armenta-Monje, M. J., López-López, G. Izaguirre-Fierro, G. 2006. Metals in shrimp farm sediment, Sinaloa Northwest Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and. Toxicology. 77:912-917
- Galán-Huertos, E., Romero-Baena, A. 2008. Contaminación de suelos por metales pesados. Macla. 10, 48-60.
- Gambrell, R. P., 1994. Trace and toxic metals in wetlands: A review. Journal of Environmental Quality. 23, 883-891.
- Giraldo E. MANEJO INTEGRADO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS. 1997. Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería. Pp. 44-55.
- González-Farías, F.A., Hernández-Garza-M. y Díaz-González, G 2006. Organic carbon and pesticide pollution in a tropical coastal lagoon-estuarine system in Northwest Mexico. International Journal of Environment and Pollution. 6, 234-253.
- Green-Ruiz, C., Páez-Osuna, F. 2003. Heavy metal distribution in surface sediments from a subtropical coastal lagoon system associated with an agricultural basin. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 71, 52-59.
- Guo, T. DeLaune, R. D., Patrick, W. H. 1997. The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. Environment International. 23, 305-316.
- Gutierrez-Galindo, E. A. y Muñoz-Barbosa, A. 2001. Variabilidad temporal de corto periodo de Ag, Cd y Cu en *Mytilus californianus* y la efectividad de este organismo como biomonitor. Ciencias Marinas. 27, 269-288.
- Harbinson, P. 1986. Mangrove Muds.- A sink and a source for trace metals. Marine Pollution Bulletin. 17, 246-250.

- Hatje, V., Birch, G. F., Hill, D. M. 2001. Spatial and temporal variability of particulate trace metals in Port Jackson Estuary, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 53, 63-77.
- Hernández-Vanegas, F. 2013. Protocolo para la reproducción de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en vivero. PRONATURA, Tlacotalpan Veracruz
- Huerta-Díaz, M.A. y Morse, J. W., 1992. Pyritización of trace metals in anoxic marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 56, 2681-2702.
- Huerta Díaz-Díaz, M. A., Delgadillo-Hinojosa, F. Hernández-Ayón. M., Segovia-Zavala, J. A., García-Esquivel, Z., López-Zárate, H., Siqueiros-Valencia, A., Galindo-Bect, S. 2008. Diagnosis of trace metal contamination in sediments: The example of Ensenada and El Sauzal, Two harbors in Baja California, Mexico. *Marine Environmental Research*. 66, 345-358.
- Jara-Marini, M.E., Soto-Jiménez, M. F., Páez-Osuna, F. 2008. Bulk and bioavailable heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in surface sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 80, 150-153.
- Kabata y Pendias, A. TRACE METALS IN SOILS AND PLANTS. CRC Press, USA 2011. Kiekens, L. Zinc. 284-309. En Alloway, B. J. Heavy metals in soils. Chapman and Hall, UK.
- Keon, N. E., Swarts, C. H., Brabander, D. J., Harvey, C., Hemond, H. F., 2001. Validation of an arsenic sequential extraction method for evaluating mobility in sediments. *Environmental Science and Technology*. 32, 2778-2784.
- Kiekens, L. Zinc. 284-309. En Alloway, B. J. Heavy metals in soils. Chapman and Hall, UK
- Kristensen, E., Bouillon, S. Dittmar, T., Marchand, C. 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89: 201-219.
- Koretsky, C. M., Haas, J. R. Miller, D. Ndenga, N. T. 2006. Seasonal variations in pore water and sediment geochemistry of littoral lake sediments (Asylum Lake, MI, USA). *Geochemical Transactions*. 7, 1-26
- Kot, F. S., Green-Ruiz, F., Páez-Osuna, E., Shumilín, N. Rodríguez-Meza, D. 1999. Distribution of mercury in sediments from a La Paz Lagoon, Peninsula of Baja California Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 63, 45-851.
- Lankford, R.R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. En: Wiley, M. (ed.). *Estuarine Processes, Circulation, Sediments and Transfer of Materials in the Estuary*. Academic Press, Inc., Nueva York, 2, pp. 182-215.
- Lara-Lara, J.R., *et al.* 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. En: Soberón, Halffter, Gonzalo y Llorente J. (Eds), *Capital Natural de México*. Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, 109-134 pp.

- Lars, M. L., Marinone, S. G. Rivera-Duarte, I. Beck, A., Sañudo-Wihelmy, S. 2009. Spatial Variability of trace metals and inorganic nutrients in surface waters of Todos Santos Bay, Mexico in the summer of 2005 during a red tide algal bloom. *Environmental Contamination and Toxicology*. 56, 707-716.
- Lin, J. G., Chen, S. Y. 1998. The relationship between adsorption of heavy metals and organic matter in river sediments. *Environment International*. 24, 345-352.
- Lepp, N. W., Edwards, R, Jones K. C. Silver. 324-328. En Alloway, B. J. Heavy metals in soils. Chapman and Hall, UK.
- Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L., Calder, F. D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*. 19, 81-97
- Lot H, A.; C. Vázquez Y. y F.L. Menéndez. 1975. Physiognomic and floristic changes near the northern limit of mangroves in the Gulf Coast of Mexico. In: G.E. Walsh, S.C. Snedaker y H.T. Teas, eds. *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves Vol.1*. Universidad de Florida, Gainesville. pp: 52-61.
- Mackin, J. E., Aller, R.C. 1984. Processes affecting the behavior of dissolved aluminum un estuarine waters. *Marine Chemistry*. 14, 213-232.
- Madkour, H. A., A. M. Mansour, A. E.-H. N., Ahmed; A. El-Taher. 2014. Environmental texture and geochemistry of the sediments of a subtropical mangrove ecosystem and surrounding areas, Red Sea Coast, Egypt. *Arabian Journal of Geosciences*. 7, 3427-3440.
- Marchand, C., Allenbach, M., Laller-Vergés, E. 2011. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). *Geoderma* 160, 444-456.
- Marmolejo-Rodríguez, A. J., Prego, R., Meyer-Willerer, A., Shumilin, E., Cobelo-garcía, A. 2007. Total and labile metals in surface sediments of the tropical river estuary system of Marabasco (Pacific coast of Mexico): Influence of an iron mine. *Marine Pollution Bulletin*. 55, 459-468.
- Martínez, T., Tejeda, S., Lartigue, J., Zarzua, G., Avila-Perez., P., Ramos, A., Navarrete, M., Muller, G. 2014. Chemical composition of marine sediments in the Pacific Ocean from Sinaloa to Jalisco, Mexico. *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry*. 299, 827-834
- Morse, J. W. y Luther G. W. 1999. Chemical influences on trace metal-sulfide interactions I anoxic sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 63, 3373-3378.
- Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., Gaso, I., Segovia, N. 2002. Heavy metal concentrations in surface soils from Mexico City. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 68, 383-388.

- Molina, D., Torres-Guerrero, J. y Avelarde-Gómez, M. L. 2012. Riqueza de aves del Área Natural Protegida Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco, México. *Huitzil*. 13, 22-38.
- Navarro-Aviñó J.P, Aguilar-Alonso, I., López-Moya, J. R. 2007. Aspectos Bioquímicos y Genéticos de la Tolerancia y Acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*. 16, 10-25.
- Navarro-Rodríguez, M. C., Flores-Vargas, R., González-Guevara, L. F., González-Ruelas, M. E. 2004. Distribución y dominancia de las larvas de *Dormitator latifrons* (Richardson) (Pisces: Eliotridae) en el Área Natural Protegida "Estero El Salado" en Jalisco, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 39, 31-36.
- NOAA. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Odum, E. P. 1972. *Ecología*. Interamericana 3a ed. pp 6-35
- Okbah, M.A, M.A., Shata, M.A., Shridah. 2005. Geochemical forms of trace metals in mangrove sediments – Red Sea (Egypt). *Chemistry and Ecology* 21, 23-36
- Olivas-Silva, S., de la O-Villanueva, M., Villalba-Atondo, A. I. 1996. Estudio sedimentológico de la laguna costera El Soldado, sonora. México. *Acta Oceanográfica del Pacífico*. 8: 95-108.
- Orihuela-Belmonte, E. D., Tovilla-Hernández, C. Henric-Franciscus, M. V., Álvarez-Legorreta, T. 2004. Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. *Madera y Bosques*. 10, 45-61.
- Ornelas-Carrillo, R., Cinta-Magallón, C. C. 2013. Uso de Hábitat Interanual de la Guacamaya Verde (*Ara militaris*) en manglar de una zona de conservación ecológica Estero El Salado, en el occidente de México. *Mesoamericana*. 13, 45-55.
- Osuna López, J. I, y Páez-Osuna, F. 1986. Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del puerto y antepuerto de Mazatlán. *Ciencias Marinas*. 12, 35-45.
- Páez-Osuna, F., Osuna-López, J. I., Izaguirr-Fierro, G. y Zazueta-Padilla, H. M. Heavy metals in oysters from a subtropical coastal lagoon associates with an agricultural drainage basin. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 50, 696-702.
- Parra, J. P., Espinosa, L. F. 2007. Acumulación de Pb, Cd y Zn en sedimentos asociados a *Rizhopora mangle*, en el río Sevilla, Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Revista Académica Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 31, 47-354.
- Pritchard, D. W. 1967. What is an estuary: Physical viewpoint. En: Flores-Verdugo F. *et al.*, *Ecosistemas acuáticos costeros, importancia, retos y prioridades para su conservación. Conservación y Restauración*. 147-166
- Ponce, V.G. y Botello, A.V. 2005. Niveles de Hidrocarburos en México. 269-298. En: Botello, A.V. *et al.* (Eds.), *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de

México, Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Universidad Istmo Americana y Gobierno del Estado de Veracruz, México, 696 pp.

Postma, H. 1980. Sediment transport and sedimentation 153-186. En Chemistry and Biogeochemistry of estuaries. En Olausson E. y Coto, I. (Eds) Chemistry and biogeochemistry of Estuaries. Jhon Wiley and Sons, Nueva York.

Plan de Manejo Estero El Salado. 1999. Disponible en línea: <http://www.jalisco.gob.mx/wps/wcm/connect/8cd5a20040996caea44fa5306707b213/PlanManejoElSalado.pdf?MOD=AJPERES>

PROFEPA. 2015. Áreas Naturales Protegidas y Litorales.

Robles-Martínez, F., Morales-López, Y., Piña-Guzmán, A. B., Espíndola-Serafín, O., Tovar-Gálvez, L. R., Valencia-del Toro, G. 2011. Medición de pH y cuantificación de metales pesados en los lixiviados del relleno sanitario más grande la zona metropolitana de la ciudad de México. Universidad y Ciencia: Trópico Húmedo. 27, 121-132.

Rodríguez-Meza, G. D., Shumilin, E. Sapozhnikov, D., Mendez-Rodríguez, L., Acosta-Vargas, B. 2009. Evaluación geoquímica de los elementos mayoritarios y oligoelementos en los sedimentos de Bahía Concepción (B. C. S., México). Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. 61, 57-72

Rosales-Hoz, L., Carranza-Edwards, A. 1998. Heavy metals in sediments from Coatzacoalcos River, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 60, 553-561.

Ruiz-Fernández, A.C., Frignani, M., Hillarie-Marcel, C., Ghaleb, B., Arvizu, M. D., Raygoza-Viera, J. R., Páez-Osuna, F. 2009. Trace metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) accumulation recorded in the intertidal mudflat sediments of three coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. Estuaries and Coasts 32, 551-564.

Ruelas-Inzunza, J., Delgado-Alvares, C., Frías-Espericueta, M, Páez-Osuna, F. 2013. Mercury in the atmospheric and coastal environments of Mexico. Environmental Contamination and Toxicology. 26, 65-99.

Russell, K. 1970. Geochemistry and halmyrolysis of clay minerals, Río Ameca, México. Geochimica et Cosmochimica Acta. 34, 893-907.

SEMARNAP, 1996. Programa de medio ambiente 1996-2000. México. 331 pp.

Salomons, W., de Rooij, N. M., Kerdijk, H., Bril, J. 1987. Sediments as a source of contaminants?. Hydrobiologia. 149, 13-30. Sañudo-Wihelmy, S. A. y Russell-Flegal, A. 1992. Anthropogenic silver in the southern California Bight: a new tracer of sewage in coastal waters. Environmental Science and Technology. 26, 2147-2151.

Shriadah, M. M. A. 1998. Heavy metals in mangrove sediments of the United Arab Emirates shoreline (Arabian Gulf). Water, Air and Soil Pollution, 116, 523-534.

- Shumilin, E. Rodríguez-Meza, G. D., Sapozhnikov, D. Lutsarev, S., Murrillo de Nava, J. 2005. Arsenic concentrations in the surface sediments of the Magdalena-Almejas Lagoon Complex, Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin of Environmental Toxicology*. 74, 493-500.
- Smith, Paterson. 1990. Copper 179-202. En Alloway, B. J. Heavy metals in soils. Chapman and Hall, UK
- Soto-Jimenez, M. F., Páez-Osuna, F. 2001a. Cd, Cu, Pb and Zn in lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California): bioavailability and Geochemical fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 66, 350-356.
- Soto-Jimenez, M. F., Páez-Osuna, F. 2001b. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 53, 259-274.
- Tam, N.F. Y., Wong, Y. S. 1996. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. *Environmental Pollution*. 94, 283-291.
- Tovilla-Hernández, C. 1994. Manglares (375-415). En de la Lanza-Espino, G. y Cáceres, C. (Eds.) *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California, México, 525 pp.
- Van Lonn, G. W. y Duffy S. J. 2011. *Environmental chemistry, a global perspective*. 291-396. Oxford, N.Y.
- Villaescusa-Celaya, J. A., Gutierrez-Galindo, E.A., Flores-Muñoz, G. 2000. Heavy Metals in the fine fraction of coastal sediments from Baja California (Mexico) and California (USA). *Environmental Pollution*. 102, 453-462.
- Villanueva, S., Botello, A. V. 1998. Metal pollution in coastal areas of Mexico. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 157, 53-94.
- Ward, I. A. K. 1995. Geochemical heterogeneity of a coastal mangrove wetland. *Wetlands (Australia)*. 14, 32-41.
- Walkey, A. Black, I. A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37: 29-38.
- Wetzel, R. G. 1981. *Limnology: Lake and River Ecosystem*. Ed. Barcelona: Omega., 3a ed. pp 151-168.
- Wilkin, R. T., Ford, R. G. 2006. Arsenic in reducing sediments of contaminated wetlands. *Chemical Geology*. 228, 156-174.
- Willerer, A. O. M., Kot, F. S., Shumilin, E. N., Lutsarev, S., Rodríguez, A. J. M. 2003. Mercury in Bottom Sediments of the Tropical Rio Marbasco, Its Estuary, and Laguna de Navidad, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 70, 1213-1219.

Yin, Y., Impellitteri, C. A., You, S. J. y Allen, H. E. 2002. The importance of organic matter distribution and extract soil: solution ratio on the desorption of heavy metals from soils. *The Science of the Total Environment*. 287, 107-119.

Zaldívar-Jiménez, A., Herrera-Silveira, J., Coronado-Molina, C., Alonza-Parra, D. 2004. Estructura y productividad de los manglares en la reserva de la biósfera ría Celestún, Yucatán, México. *Madera y Bosques*. 10, 25-35.

ANEXO I

Valores de parámetros fisicoquímicos en las muestras de agua intersticial (carbono orgánico total (COT), pH, salinidad y porcentajes de tamaño de grano y carbono orgánico en muestras de sedimento.

Tabla 1. Concentraciones mg L^{-1} carbono orgánico total (COT).

Estación	Estiaje	Lluvias
A	26.75	1.4
B	18.4	22.35
C	12.3	46.1

Tabla 2. pH.

Estación	Estiaje	Lluvias
A	6.49	7.36
B	6.97	7.29
C	6.50	6.99

Tabla 3. Salinidad.

Estación	Estiaje	Lluvias
A	10.45	0.4
B	18.8	4.3
C	17.2	7.6

Tabla 4. Porcentajes (%) de tamaño de partícula en sedimento.

Estación		Arenas	Limos	Arcillas
Estación A	Estiaje	----	-----	-----
	Lluvias	2.93	64.22	32.854
Estación B	Estiaje	6.00	71.88	22.12
	Lluvias	17.08	70.74	12.18
Estación C	Estiaje	53.85	37.00	9.15
	Lluvias	11.45	59.85	28.70

Tabla 5. Porcentajes (%) de carbono orgánico en sedimento

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	7.72	2.77	5.45	4.16
B	8.94	6.56	2.25	3.55
C	3.42	1.77	5.15	1.87

ANEXO II.

Concentraciones de metales totales en las fracciones de superficie y fondo de los núcleos de sedimentos recolectados en el Área Natural Protegida Estero el Salado, Puerto Vallarta, Jalisco.

Tabla 6. Concentraciones (%) de Hierro Total.

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	2.25	2.22	1.90	2.12
B	1.88	1.79	1.15	1.33
C	1.57	1.6	1.65	1.52

Tabla 7. Concentraciones (%) Aluminio Total.

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	9.6	8.5	8.3	8.2
B	6.3	6.5	7.2	7.5
C	7.5	7.9	7.8	7.6

Tabla 8. Concentraciones de manganeso total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	628.86	449.31	476.13	514.73
B	297.74	288.58	246.82	278.63
C	329.08	321.19	361.72	303.06

Tabla 9. Concentraciones de magnesio total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	574.80	403.52	591.19	343.92
B	983.78	1052.18	377.23	478.60
C	636.49	623.98	628.53	659.98

Tabla 10. Concentraciones de níquel total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	11.62	11.98	11.31	13.47
B	15.16	14.57	8.87	10.27
C	10.29	9.16	10.97	9.09

Tabla 11. Concentraciones de cobre total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	23.34	23.82	20.80	22.07
B	37.51	34.84	19.40	20.53
C	22.58	19.70	23.34	19.71

Tabla 12. Concentraciones de zinc total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	125.19	152.98	119.89	127.29
B	139.01	124.59	75.65	81.80
C	99.96	94.06	118.29	93.68

Tabla 13. Concentraciones de cobalto total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	10.53	10.24	9.39	9.32
B	7.41	6.94	5.66	5.38
C	5.29	4.77	5.46	4.78

Tabla 14. Concentraciones de arsénico total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	12.57	13.66	12.45	9.98
B	9.50	7.30	6.58	7.09
C	9.36	9.91	10.52	10.62

Tabla 15. Concentraciones de cadmio total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	0.04	0.07	0.04	0.04
B	0.10	0.08	0.09	0.06
C	0.04	<0.0174	0.02	0.04

Tabla 16. Concentraciones de cromo total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	29.62	29.82	27.58	33.00
B	34.23	31.78	22.13	27.77
C	31.17	30.14	33.28	27.82

Tabla 17. Concentraciones de mercurio total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	0.12	0.15	0.15	0.14
B	0.13	0.12	0.09	0.08
C	0.08	0.05	0.09	0.06

Tabla 18. Concentraciones de plomo total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de Superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	76.56	39.98	34.05	32.42
B	35.38	31.29	23.95	24.70
C	35.51	30.30	35.27	27.99

Tabla 19. Concentraciones de plata total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	1.42	1.00	0.98	1.03
B	0.93	0.86	0.73	0.84
C	0.79	0.77	0.85	0.80

Tabla 20. Concentraciones de vanadio total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	68.76	68.78	63.06	75.12
B	79.40	75.45	55.32	66.73
C	64.61	62.68	75.97	62.67

Tabla 21. Concentraciones de estroncio total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	236.47	165.54	283.37	258.24
B	168.86	166.86	260.09	253.36
C	229.56	230.19	231.30	212.52

Tabla 22. Concentraciones de bario total ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	846.80	757.55	765.13	643.09
B	453.70	476.93	705.15	704.53
C	612.54	628.96	623.04	596.6

Tabla 23. Concentraciones de hierro lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	139.957	87.328	72.764	17.649
B	14.906	9.607	11.832	6.370
C	111.572	80.758	23.610	29.081

Tabla 24. Concentraciones de aluminio lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	40.826	37.223	59.615	40.969
B	42.577	16.750	27.098	13.302
C	56.553	43.354	93.398	60.424

Tabla 25. Concentraciones de manganeso lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	62.56	21.649	24.965	12.921
B	6.064	2.733	2.733	4.832
C	4.187	2.188	3.472	1.353

Tabla 26. Concentraciones de níquel lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	0.372	0.258	0.334	0.299
B	0.421	0.066	0.255	0.068
C	0.421	0.123	0.222	0.106

Tabla 27. Concentraciones de cobre lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	0.445	0.190	0.238	0.037
B	0.460	0.043	0.120	0.054
C	0.368	0.118	0.242	0.074

Tabla 28. Concentraciones de zinc lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	4.108	3.295	4.350	1.918
B	5.962	1.374	2.073	0.421
C	6.056	3.106	2.545	0.892

Tabla 29. Concentraciones de cobalto lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	1.352	0.749	1.308	0.609
B	0.243	0.072	0.654	0.201
C	0.562	0.161	0.202	0.122

Tabla 30. Concentraciones de arsénico lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	0.184	1.054	1.194	0.816
B	1.029	0.567	0.707	0.594
C	0.339	0.684	0.658	0.840

Tabla 31. Concentraciones de cadmio lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	0.021	0.018	0.014	0.008
B	0.018	0.004	0.013	0.002
C	0.028	0.011	0.014	0.007

Tabla 32. Concentraciones de cromo lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	0.147	0.133	0.140	0.252
B	0.215	0.591	0.143	0.096
C	0.235	0.144	0.332	0.137

Tabla 33. Concentraciones de plomo lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de Fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	1.460	0.165	0.115	0.101
B	0.136	0.045	0.063	0.034
C	0.189	0.065	0.146	0.080

Tabla 34. Concentraciones de vanadio lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	0.548	1.038	1.177	0.612
B	0.187	0.088	0.275	0.048
C	0.901	0.924	0.640	0.819

Tabla 35. Concentraciones de estroncio lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	8.293	7.967	7.823	7.195
B	22.113	12.049	7.085	9.915
C	14.024	7.626	15.346	6.192

Tabla 36. Concentraciones de bario lixiviado ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Estación	Sedimentos de superficie		Sedimentos de fondo	
	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias
A	2.078	6.457	2.236	2.286
B	2.192	0.423	0.346	0.374
C	0.581	0.428	0.464	0.341

ANEXO III

Resultados del análisis de Kruskal-Wallis para las concentraciones de materia orgánica y metales totales y lixiviados, por temporada, estación geográfica y fracción sedimentaria.

Tabla 37. Metales totales.

Elemento	Temporada		Estación		Fracción	
	Chi-Square	Asymp. Sig.	Chi-Square	Asymp. Sig.	Chi-Square	Asymp. Sig.
Arsénico	.000	1.000	8.115	.017	.103	.749
Cadmio	.007	.934	8.260	.016	.339	.560
Plomo	1.641	.200	3.500	.174	3.692	.055
Cromo	.000	1.000	.500	.779	1.641	.200
Níquel	.000	1.000	3.231	.199	2.077	.150
Magnesio	.103	.749	3.731	.155	1.641	.200
Aluminio	.026	.873	9.846	.007	.000	1.000
Vanadio	.026	.873	.731	.694	.923	.337
Manganesio	.231	.631	9.846	.007	.103	.749
Hierro	.026	.873	7.385	.025	1.641	.200
Cobalto	.641	.423	9.269	.010	.231	.631
Cobre	.232	.630	.897	.638	3.403	.065
Zinc	.000	1.000	4.308	.116	2.564	.109
Estroncio	1.256	.262	.808	.668	5.026	.025
Plata	.000	1.000	7.731	.021	.231	.631
Bario	.231	.631	5.692	.058	.410	.522
Mercurio	.319	.572	7.928	.019	.026	.872
Carbono orgánico	2.077	.150	2.885	.236	.410	.522

Tabla 38. Metales lixiviados.

Elemento	Temporada		Estación		Fracción	
	Chi-cuadrada	Significancia	Chi-cuadrada	Significancia	Chi-cuadrada	Significancia
Arsénico	.103	.749	8.115	.017	0.103	0.749
Cadmio	6.564	.010	8.260	.016	0.339	0.56
Plomo	2.564	.109	3.500	.174	3.692	0.055
Cromo	.641	.423	.500	.779	1.641	0.2
Níquel	5.026	.025	3.231	.199	2.077	0.15
Magnesio	.103	.749	3.731	.155	1.641	0.2
Aluminio	1.256	.262	9.846	.007	0	1
Vanadio	.026	.873	.731	.694	0.923	0.337
Manganeso	1.256	.262	9.846	.007	0.103	0.749
Hierro	.641	.423	7.385	.025	1.641	0.2
Cobalto	3.103	.078	9.269	.010	0.231	0.631
Cobre	7.410	.006	.897	.638	3.403	0.065
Zinc	5.026	.025	4.308	.116	2.564	0.109
Estroncio	1.641	.200	.808	.668	5.026	0.025
Plata	.000	1.000	7.731	.021	0.231	0.631
Bario	.231	.631	5.692	.058	0.41	0.522
Mercurio	.000	1.000	7.928	.019	0.026	0.872