



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

TESIS

**DETERMINACIÓN DE CADMIO EN SEDIMENTOS UBICADOS EN LAS
INMEDIACIONES DE LOS MANGLARES DE LA ISLA DEL CARMEN CAMPECHE,
MÉXICO**

**PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO**

**PRESENTA
FALCÓN CONCEPCIÓN MARTÍN**



Ciudad Universitaria, CD.MX.

2021



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Gutiérrez Lara María Rafaela

VOCAL: Cruz Gómez Modesto Javier

SECRETARIO: Ontiveros Cuadras Jorge Feliciano

1er. SUPLENTE: García Reynoso José Agustín

2° SUPLENTE: Manríquez Tolsá Úrsula

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO. INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, LABORATORIO DE QUÍMICA ACUÁTICA.

ASESOR DEL TEMA:

DR. JORGE FELICIANO ONTIVEROS CUADRAS



SUPERVISOR TÉCNICO:

DR. OMAR CELIS HERNANDEZ



SUSTENTANTE:

FALCÓN CONCEPCIÓN MARTÍN



Dedicatorias

Esta tesis está dedicada:

A mis padres Rosa María Concepción Franco y Martín Falcón Muñoz porque me dieron educación, amor y cariño incondicional, por su trabajo y sacrificio en todos estos años, gracias a ustedes he logrado llegar hasta aquí y convertirme en lo que soy. Ustedes me alentaron a seguir adelante, a superar las adversidades de la vida y nunca darme por vencido, me inculcaron buenos valores y siempre los llevare conmigo.

A mis abuelos Domingo Falcón Falcón, Felicitas Muñoz San Juan, Luz María Concepción Franco y a mis bisabuelos Juan Concepción Barrera y Catalina Franco Rivas, por enseñarme con el ejemplo, a ser mejor persona cada día, a ser educado, a tener principios y por compartir sus experiencias conmigo para aprender de sus errores.

A mis hermanos por su cariño y apoyo incondicional, durante todo este proceso, por estar conmigo en todo momento gracias.

A mis amigos con los que compartí muchas experiencias dentro y fuera de las aulas. Muchos de ustedes se convirtieron en amigos de vida. Gracias por muchos momentos de diversión, por su apoyo y sus palabras de aliento cuando más lo he necesitado.

Gracias a todos ustedes por apoyarme, directa o indirectamente, para escribir y concluir esta tesis.

Por mi raza hablara mi espíritu
Universidad Nacional Autónoma de México

“En medio de las dificultades están las oportunidades”
Albert Einstein

Agradecimientos

Al Dr. Ontiveros Cuadras Jorge Feliciano que gracias a sus consejos y correcciones hoy puedo culminar este trabajo, por toda la ayuda que me brindó durante todo el tiempo que estuve en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.

Al Dr. Omar Celis Hernández por darme la oportunidad de unirme a este proyecto, por confiar en mí y haberme guiado al escribir esta tesis para concluir mi carrera como ingeniero químico. Es un gran mentor y un excelente guía.

A la Q.F.B. Susana Santiago, por su apoyo no solo conmigo sino con todos los alumnos que llegamos a realizar trabajos de tesis o estancias de investigación al laboratorio de Química Acuática, es una excelente persona, muchas gracias por brindarme su amistad.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, por la accesibilidad que me dio para hacer uso de sus instalaciones y llevar a cabo los análisis químicos para escribir esta tesis.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por haberme dado la mejor formación durante los tres años que estuve en el Colegio de Ciencias y Humanidades "Plantel sur" y los cuatro años y medio que estuve en la Facultad de Química, de la cual estoy muy orgulloso de pertenecer, también por haberme brindado la facilidad de asistir a eventos multiculturales para enriquecer mi conocimiento fuera de las aulas y por haberme permitido participar en eventos deportivos.

A mis amigos Quique, Samanta, Violeta, Alejandra e Itzel, desde que los conocí en CCH se convirtieron en parte importante de mi vida, siempre me han apoyado y son de los mejores amigos que me alegra haber conocido.

A mi grupo de amigos de la facultad, Adriana, Cecilia y Lucía, con ustedes compartí muchas experiencias y muchos buenos momentos dentro y fuera de las aulas, son grandes amigas y espero que nuestra amistad dure por muchos años.

A mi amiga Daniela por todos estos años de conocernos (desde secundaria), de ser grandes amigas, por su amistad y por todo su apoyo incondicional, siempre me das los mejores consejos para situaciones difíciles.

Agradezco a todos los docentes que, con su sabiduría, conocimiento y apoyo, motivaron a desarrollarme como persona y profesional.

Contenido

1. Introducción	9
2. Objetivo general.....	10
3. Objetivos específicos	10
4. Hipótesis	11
5. Antecedentes	12
5.1 Sedimentos.....	12
5.1.1 Clasificación de los sedimentos.....	12
5.1.2 Contaminación en sedimentos	13
5.2 Metales pesados	15
5.2.2 Cadmio	16
5.3 Manglares.....	19
5.4 Legislación aplicable	21
6. Área de estudio.....	23
6.1 Ubicación.....	23
6.2 Características de Isla del Carmen.....	24
6.3 Clima	25
6.4 Flora	26
6.5 Fauna	27
6.6 Actividad Económica	28
6.7 Contaminación en Isla del Carmen.....	30
7. Metodología	32
7.1 Trabajo de campo.....	33
7.2 Trabajo de laboratorio	34
7.2.1 Materiales, equipos y reactivos	34

7.2.2 Determinación de Cd por absorción atómica con horno de grafito	35
7.3 Método de validación.....	37
7.4 Curva de calibración	38
7.5 Tratamiento estadístico de la información	39
8. Resultados	40
8.1 Concentración de cadmio en sedimentos.....	40
9. Discusión	42
9.1 Evaluación de los niveles de Cd en los sedimentos de los manglares de Isla del Carmen.....	42
9.2 Comparación de las concentraciones de Cd de los sedimentos de Isla del Carmen contra otros sitios en México	43
9.3 Comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos con estudios realizados en diferentes países.....	45
9.4 Comparación entre la NOM-147-Semarnat/ SSA1, 2004 y los criterios establecidos por la ANZECC y la NOAA.	47
10. Conclusiones	48
11. Referencias.....	49
12. Apéndice	59
12.1 Espectrometría de Absorción Atómica con horno de grafito.....	59

Índice de Figuras

Figura 1. Manglares de Isla del Carmen	20
Figura 2. Localización de Isla del Carmen	23
Figura 3. Fauna de Isla del Carmen.....	27
Figura 4. Puntos de muestreo de Isla del Carmen.....	32
Figura 5. Draga Van Veen	33
Figura 6. Procedimiento de lavado del material del laboratorio	35
Figura 7. Curva de calibración del estándar certificado Merck.....	38
Figura 8. Concentraciones de Cd (mg kg ⁻¹) en sedimentos superficiales de las inmediaciones de Isla del Carmen	40
Figura 9. Sitios seleccionados dentro de la república mexicana para la comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos.....	43
Figura 10. Sitios seleccionados en diferentes países del mundo para la comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos.....	45
Figura 11. Sistema de EAA con horno de grafito	60

Índice de tablas

Tabla 1. Valores máximos permisibles de guías internacionales y la guía nacional .	22
Tabla 2. Reactivos usados para la digestión de los sedimentos	34
Tabla 3. Equipos utilizados para la digestión de los sedimentos	35
Tabla 4. Condiciones del Horno de Microondas para digerir las muestras	36
Tabla 5. Condiciones de EAA con horno de grafito	37
Tabla 6. Resultados de la validación del metodo.....	37
Tabla 7. Exactitud y precisión de la validación del método	37
Tabla 8. Datos de la curva de calibración	38
Tabla 9. Fórmulas de estadística para el tratamiento de los datos	39
Tabla 10. Comparación del contenido de Cd en los sedimentos superficiales de las inmediaciones de Isla del Carmen contra la legislación aplicable.....	41
Tabla 11. Concentraciones de Cd en muestras de sedimento de diferentes sitios en México.....	44
Tabla 12. Comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos contra la legislación aplicable	44
Tabla 13. Comparación de las concentraciones de Cd reportados alrededor del mundo	46
Tabla 14. Comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos por país contra la legislación aplicable	46

Índice de Abreviaturas

ANZECC	Australian and New Zealand Environment and Conservation Council
Cd	Cadmio
COP's	Contaminantes orgánicos persistentes
CSQGs	Canadian Sediment Quality Guidelines
CR _T	Concentraciones de metales pesados de referencia total
DGVs	Default Guideline Values
EAA	Espectrometría de absorción atómica
EPA	Agencia de Protección Ambiental
FAO	Food and Agriculture Organization
g	Gramos
ha	Hectárea
ICP-MS	Inductively coupled plasma mass spectrometry
ICP-OES	Inductively coupled plasma optical emission spectrometry
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
ISQG	Canadian Soil Quality Guidelines
Kg	Kilogramo
km	Kilometro
LEL	Nivel de efecto bajo
LMP	Límites Máximos Permisibles
m	metros
mg	miligramo
mL	mililitro
mm	milímetros
NOM	Norma Oficial Mexicana
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
OMS	Organización Mundial de la Salud
PEL	Nivel de efecto Probable
PEMEX	Petróleos Mexicanos
ppm	Partes por Millón
RBPC	Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla
rpm	Revoluciones por minuto
SEL	Nivel de efecto severo
UARC	Uso agrícola/ residencial/ comercial
UI	Uso industrial
UNESCO	United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization
°C	Grados centígrados
µm	micrómetros

1. Introducción

Los manglares son vegetación intermareal de los ambientes costeros que se encuentran en las zonas tropicales y subtropicales del mundo (NOAA, 2014). Estos ecosistemas sirven como protección costera ante huracanes, inundaciones y los procesos de erosión natural (Lovelock et al., 2015; Mehaur et al., 2018). También son considerados filtros naturales debido a su capacidad de retención de contaminantes (e.g. metales pesados; Shi et al., 2019).

En general los manglares alrededor del mundo han experimentado un deterioro ambiental debido a la urbanización, al aumento de la población, así como también a la alta actividad industrial que se lleva a cabo en los centros urbanos cercanos a estos sitios (Ibanga et al., 2019). Las descargas de residuos de los centros urbanos e industriales pueden aportar metales pesados como el Cd, Hg y As; los cuales son considerados elementos tóxicos debido a su persistencia en el ambiente y a que son bioacumulables en distintos organismos, por lo que representan un riesgo potencial para la salud humana (Raju et al., 2012; Kumar et al., 2019; Ruiz-Fernández et al., 2019; Xu et al., 2020).

Alrededor del mundo, los sedimentos han sido utilizados como indicadores de calidad ambiental en ecosistemas costeros, debido a que son reservorios y fuentes de contaminantes (e.g. metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes). Su caracterización geoquímica puede ayudar a identificar el enriquecimiento de algún contaminante en específico (e.g. Cd), así como también la procedencia de dicha contaminación (Bojórquez et al., 2017; Bhuiyan et al. 2018; Sanz-Prada et al., 2020). Sin embargo, la concentración total de metales en los sedimentos no puede ser utilizada como indicador directo de contaminación debido a que estas sustancias pueden proceder de una mezcla de fuentes naturales y antropogénicas, dificultando su interpretación (Celis et al., 2020).

En el país, no hay una Normas Oficiales Mexicanas (NOM) que ayude a delimitar los valores máximos permisibles de metales en sedimentos. La única norma que podría usarse como referencia es la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (D.O.F, 2007), aunque no considera los efectos adversos generados a los ecosistemas y organismos acuáticos. Por tanto, este trabajo de investigación emplea los índices de calidad de sedimento propuestos por la NOAA y por la ANZECC, que sí consideran los posibles efectos adversos sobre la biota y que han sido utilizados de forma exitosa en trabajos similares alrededor del mundo (Amer et al., 2014; Sayka et al., 2017; Niu et al., 2020).

El objetivo de este estudio es evaluar las concentraciones de Cd en los sedimentos superficiales de los manglares de la Isla del Carmen mediante su comparación con los límites recomendados por guías internacionales (ANZECC y NOAA) para así, determinar si existe una correlación entre la contaminación de los sedimentos y el desarrollo industrial y urbano de la isla.

2. Objetivo general

Evaluar si las concentraciones de Cd en sedimentos superficiales de los manglares de Isla del Carmen, México se encuentran dentro de los límites recomendados por las guías internacionales de protección ambiental, tales como la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), la Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) y por la norma mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1, 2004.

3. Objetivos específicos

- Determinar la concentración de Cd en muestras de sedimento superficial de los manglares de Isla del Carmen por medio de la técnica de espectrometría de absorción atómica en horno de grafito.
- Evaluar si las concentraciones de Cd obtenidos en los sedimentos superficiales sobrepasan los niveles de referencia propuestos por las guías internacionales de la NOAA, ANZECC y la norma mexicana NOM-147-SEMARNAT/ SSA1, 2004.
- Comparar las concentraciones de Cd de los sedimentos de los manglares de Isla del Carmen, con los valores publicados para otros sitios en México y el mundo.
- Comparar los límites máximos permisibles de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1, 2004 contra lo establecido por la ANZECC y la NOAA.

4. Hipótesis

Mediante el muestreo y análisis de los sedimentos superficiales se pueden identificar los niveles de concentración de Cd, para conocer si los desechos domésticos, agrícolas e industriales que son arrojados al ecosistema de manglar de la Isla del Carmen son fuente de contaminación por este metal pesado; entonces, esas concentraciones podrían tener efectos nocivos para los organismos receptores, si sobrepasan los valores máximos de referencia establecidos por la NOAA, ANZECC y la NOM-147-semarnat/SSA1, 2004.

5. Antecedentes

5.1 Sedimentos

El sedimento es un material no consolidado que resulta de la erosión de las rocas, ya sean por procesos físicos, químicos o biológicos y que pueden ser transportados por agentes dinámicos como el viento y el agua (i.e. ríos, arroyos) hasta sitios de depósito como las zonas costeras o el fondo de los océanos (Díaz de Neira et al., 2019).

5.1.1 Clasificación de los sedimentos

La clasificación de los sedimentos depende del enfoque de estudio; por ejemplo, algunos trabajos los clasifican por su origen y otros por su textura. En relación a su origen, el sedimento es (Miller et al., 2013):

- 1) Autigénico: formado a partir de reacciones de óxido-reducción en la columna de agua y la interfase agua-sedimento o debido a procesos como el hidrotermalismo, evaporación, floculación y fotosíntesis.
- 2) Bigénico: producido por organismos vivos dentro o por encima del sedimento no consolidado, a partir de fragmentos de conchas, arrecifes de coral, o restos óseos de organismos marinos.
- 3) Litógeno: se genera por la meteorización de la superficie terrestre y es transportado por escorrentías y vientos hasta los sitios de depósito (e.g. océanos).
- 4) Cosmogénico: proceden de fuentes extraterrestres.

Por otra parte, la clasificación general del sedimento de acuerdo al tamaño de partícula es: gravas (>2 mm – 256 mm), arenas (63 μ m – 2 mm), limos (4 μ m – 63 μ m) y arcillas (0.25 μ m – 4 μ m; Libes et al., 2009).

La importancia de la clasificación de los sedimentos radica en la posibilidad de distinguir las fracciones donde podrían retenerse los contaminantes en los ecosistemas acuáticos, ya que, por lo general, los metales como el Cd, se acumulan preferentemente en las partículas finas, esto es, en las fracciones de limos y arcillas (Kumar et al., 2019).

5.1.2 Contaminación en sedimentos

Prácticamente todas las actividades antropogénicas (e.g. industria alimentaria, textil, química, petroquímica, farmacéutica, metalúrgica, eléctrica, automotriz) emiten contaminantes a los ecosistemas acuáticos marinos y terrestres, que son susceptibles a ser almacenados en los sedimentos (Aburto et al., 2017). Es así, que la contaminación de los sedimentos puede considerarse un problema global como consecuencia de la rápida industrialización y urbanización que inició a principios del siglo XIX (Soto et al., 2020).

La toxicidad de los contaminantes metálicos en los sedimentos depende tanto de su forma química como de su concentración (Khorasanipour et al., 2012). Por otro lado, su movilidad hacia otros compartimentos ambientales como el agua y los organismos, dependerán de procesos físicos como la re-suspensión del sedimento, así como de las propiedades fisicoquímicas de la columna de agua como el pH, la salinidad, temperatura y la concentración de oxígeno disuelto. En consecuencia, las variaciones de estos parámetros pueden favorecer la acumulación o liberación al ambiente de los contaminantes metálicos (Hansen et al., 2013; Lana et al., 2014; Kumar et al., 2019). Otros contaminantes que también pueden acumularse en los sedimentos son los hidrocarburos, microplásticos o los contaminantes orgánicos persistentes (COPs; Aburto et al., 2017; Cai et al., 2019).

Los estudios de contaminación basados en la caracterización de los sedimentos se utilizan para evaluar los impactos de las diferentes actividades antropogénicas en los sistemas acuáticos (Castillo et al., 2013). Algunos estudios se basan en técnicas geoquímicas estandarizadas que permiten calcular índices numéricos para cuantificar el grado de contaminación de sedimentos (Sepúlveda et al., 2019). Específicamente los estudios de acumulación de metales pesados en los sedimentos cada día cobran más importancia a nivel nacional e internacional con la finalidad de evaluar la toxicidad en la flora y fauna de los ecosistemas acuáticos (Landerero et al., 2013).

En México se han realizado estudios de contaminación utilizando sedimentos de ríos, lagos y playas; en este sentido, la mayoría de las investigaciones se enfocan en describir la acumulación de metales y metaloides provocada por actividades industriales y mineras (Ortega, 2009). Sin embargo, México y otros países latinoamericanos carecen de normas oficiales que especifiquen las concentraciones de referencia de metales pesados en sedimentos. Por esto, es importante realizar investigaciones que pueden dar lugar a una legislación nacional ambiental basada en las consecuencias tóxicas de las concentraciones de especies químicas en la fauna de los ecosistemas (Reyes et al., 2016). A continuación, se muestran algunos estudios que fueron realizados al sur, norte y centro del país, en lo que se cuantificaron metales

pesados en sedimentos para comparar los resultados con la legislación internacional y prevenir riesgos en la biota:

Laino et al. (2015) realizaron un estudio en la cuenca alta del río Grijalva en Chiapas que tenía por objetivo evaluar la presencia de metales pesados en agua y sedimentos. La determinación analítica de Cr, Cu, Ni, Pb y Zn se hizo por el método espectrofotométrico de absorción atómica con atomización con flama y los análisis de As, Cd y Hg fueron realizados con un espectrofotómetro de absorción atómica con flama y generador de hidruros. Al final, se encontró que el metal detectado en mayor concentración fue el Hg, tanto en agua como en sedimentos. Se detectaron elementos potencialmente tóxicos (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) en concentraciones muy bajas y por debajo de los límites máximos permisibles (LMP) establecidos en las normas mexicana y canadiense.

Pérez et al. (2013) determinaron la concentración de Cd, Cr, Ni, Pb y V en sedimentos de cuatro lagunas y seis ríos en la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla en Tabasco. La determinación de los elementos se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica; las concentraciones más altas de Cd se encontraron en los cuatro ríos estudiados, con un promedio de $1.28 \pm 0.77 \mu\text{g g}^{-1}$, superando los LMP de la legislación canadiense. Las concentraciones de Cr fueron inferiores al LMP, mientras que los valores de Ni fueron superiores. El Pb fue el metal que registró los valores más altos en cuatro ríos de la reserva, sobrepasando los LMP.

Rubio et al. (2018) investigaron la contaminación por metales (Fe, Cr, Li, Mg, Mn, Ni, Zn, Co, Cu, Pb y Sr) en sedimentos de la Laguna de Bustillos en Chihuahua, al norte del país. Las muestras se analizaron en un espectrofotómetro de emisión óptica por plasma acoplado inductivamente (ICP-OES, por sus siglas en inglés), concluyendo que los sedimentos no representan un riesgo potencial para el ecosistema, ya que las concentraciones de los metales analizados no rebasaron los límites establecidos, tanto en la US EPA, como en la CSQGs y en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

Soto et al. (2011) realizaron un estudio en el río Atoyac de Tlaxcala, donde se evaluó el contenido metales y metaloides (Ag, As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, V, Zn) en los sedimentos mediante el método de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS por sus siglas en inglés). Los resultados señalan que los sitios más cercanos a los desarrollos urbanos y a la actividad industrial presentan las concentraciones más elevadas; no obstante, concluyeron que no es posible asegurar si las concentraciones de metales y metaloides observadas en los sedimentos del río pudieran tener o no, un impacto adverso sobre el ganado, los ecosistemas y/o en la salud de las personas que habitan cerca de los márgenes del río.

5.2 Metales pesados

El aumento poblacional, junto con los avances tecnológicos de las últimas décadas han resultado en una mayor demanda de materias primas (e.g. metales pesados), provocando un incremento en la explotación minera alrededor del mundo. Desde mediados del siglo XIX, la producción de metales y metaloides aumentó abruptamente, junto con una mayor emisión de estos elementos al ambiente y un incremento en su concentración en la flora y fauna. En consecuencia, se han detectado afectaciones ecológicas a distintos niveles, que incluyen la pérdida de biodiversidad, así como la capacidad de reproducción y modificaciones genéticas de las especies que habitan los ecosistemas acuáticos terrestres y marinos (Pérez et al., 2013; Mandal, 2017).

El término “metal pesado” se refiere a un conjunto de elementos que presentan propiedades metálicas, que incluyen a los metales de transición, algunos semimetales, lantánidos y actínidos (e.g. Cd, As, Hg, Cr, Fe, Zn, Ni, Pb, Co; Covarrubias et al., 2017). Algunas de sus propiedades son: peso atómico elevado (entre 63u y 200u), alta densidad ($> 4.5 \text{ g cm}^{-3}$) y toxicidad a concentraciones muy bajas ($> 0.01 \text{ mg L}^{-1}$); además, estos elementos pueden permanecer largos periodos en el ambiente (> 100 años), ya que no pueden ser degradados o destruidos por organismos, y solo pueden ser disueltos por agentes físicos, químicos o ser lixiviados (Londoño et al., 2016; Rodríguez, 2017).

De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental en Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés), existen trece metales traza que se clasifican como contaminantes prioritarios por su alta toxicidad para el ambiente, los cuales son: Sb, As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Ag, Pb, Se, Tl y Zn (Delgado et al., 2014). En México, los metales susceptibles a ser contaminantes, dada su toxicidad y abundancia son: Hg, As, Pb y Cr, mientras que los sitios más afectados por las altas concentraciones de metales y metaloides en suelos son los estados de Zacatecas, Querétaro, Hidalgo y San Luis Potosí (Covarrubias et al., 2017). Es por esto que, el desarrollo de medidas adecuadas de control y gestión ambiental necesita de la cuantificación oportuna de las contribuciones de metales pesados al ambiente (i.e. fuentes antropogénicas y naturales; Xudong et al., 2020).

Debido que los metales pesados son susceptibles a ser bioacumulados por algunos organismos y transferirse a lo largo de la cadena trófica, cabe la posibilidad de afectar la salud humana al consumir alimentos contaminados con estas sustancias (Castillo et al., 2013; Martínez et al., 2017; Xudong et al., 2020). De forma general, todos los metales pesados son tóxicos si se ingieren o inhalan en cantidades suficientemente altas y durante largos períodos de tiempo; sin embargo, la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció que la máxima concentración de iones de metales pesados

en el agua debe estar en un rango de 0.01-1 ppm, aunque se han reportado valores de hasta 450 ppm en algunas regiones (e.g. Bahía de Minamata en Japón, agua subterránea en Bangladesh y Bengal Oeste; Delgado et al., 2014; Tejada et al., 2015).

5.2.2 Cadmio

El cadmio (Cd) es un metal pesado de color blanco, no esencial y poco abundante en la corteza terrestre. Tiene una gran resistencia a la corrosión, propiedades electroquímicas (e.g. buen conductor de la electricidad y calor), es uno de los cinco elementos más tóxicos y con mayor tiempo de permanencia en el ambiente (~ 300 años; Sánchez et al., 2011; Fonseca et al., 2017). Este elemento no se encuentra en el ambiente como un metal puro, sino que es más abundante en forma de óxidos complejos, sulfuros, carbonatos de cinc, plomo y menas de cobre (Pérez et al., 2012). El Cd presenta bajas concentraciones tanto en la litosfera, como en los suelos superficiales (0.20 y 0.53 mg kg⁻¹, respectivamente; Wang et al., 2020).

El Cd es muy utilizado a nivel mundial, principalmente en la fabricación de pantallas de televisión, láseres, baterías, pigmentos para pinturas, cosméticos y acero galvanizado. Asimismo, se genera como subproducto del tratamiento metalúrgico del Zn y Pb, los cuales son importantes fuentes de contaminación ambiental por Cd (Moncayo et al., 2010; Bernhoft, 2013). A pesar de que es un metal poco abundante en la corteza terrestre, algunos países como Estados Unidos, Bélgica, México, Corea y Canadá cuentan con importantes territorios ricos en este elemento; más del 60% de la producción mundial se obtiene en Asia, siendo los mayores productores China, Japón y Corea del Sur. Por otra parte, México es el quinto productor mundial (Frías et al., 2010). En condiciones naturales el Cd existe principalmente como Cd (I) y Cd (II); este último se encuentra en concentraciones más altas (0.1-0.3 mg kg⁻¹ respectivamente) Los principales minerales donde se encuentra el Cd son la greenockita (CdS), la otavita (CdCO₃) y la monteponita (CdO; Moreno et al., 2012; Zhong et al., 2020).

Actualmente, países como Estados Unidos, han procedido a imponer sus propios límites a la cantidad de Cd en la bisutería infantil, prohibiendo la fabricación, envío o venta de bisutería si cualquiera de sus componentes contenía más de 0.03% de Cd por kg de peso; también está regulado en la Unión Europea con un límite de concentración en nuevos productos de consumo de plástico de 100 µg g⁻¹, sin embargo en México, existen escasas normas e información relacionadas con el control y disposición del metal (García et al. 2012; Kye et al., 2019). Las actividades como la minería y el consumo de combustibles fósiles aportan al ambiente 7300 Mg año⁻¹ de Cd a nivel mundial (Frías et al., 2010). Esto provoca que el Cd sea absorbido por distintas plantas (e.g. Metalofitas: *Thlaspi*, *Silene* o *Arabidopsis*) entrando así a la cadena alimentaria. Su absorción y posterior bioacumulación dependen de las

características del metal (e.g., la solubilidad y el estado en que se encuentre el metal en el suelo) y de las propiedades fisicoquímicas de suelo (i.e. pH, el potencial redox, la temperatura, materia orgánica, y agua), una vez que son consumidas las plantas que absorbieron Cd pueden llegar a bioacumularse en organismos como mariscos y moluscos, hasta alcanzar valores de concentración de entre 100 y 1000 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (García et al., 2012; Reyes et al., 2016). A nivel mundial se ha estudiado la contaminación por Cd en sedimentos de diferentes cuerpos de agua, a continuación, se mencionan algunos ejemplos:

Mero et al. (2019) estudiaron la contaminación por Cd en agua y sedimentos de ríos afluentes del Golfo de Guayaquil, Ecuador. La cuantificación de Cd se realizó por espectrofotometría de absorción atómica de llama. En este estudio se concluyó que tres de los ríos superan los límites máximos permisibles de Cd en sedimentos según las normas canadiense y ecuatoriana; sin embargo, el metal presentó una baja biodisponibilidad en los sedimentos, con valores inferiores al ISQG y PEL, minimizando los posibles daños a la biota.

Bodin et al., (2013) evaluaron el estado de contaminación de metales traza en sedimentos de manglares del suroeste de Senegal. Los metales trazas como Li, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Ag, Cd, Pb y Hg fueron analizados utilizando el método de ICP-MS. Los resultados demostraron que las concentraciones de metales pesados estaban por debajo de los límites permisibles, representando un peligro mínimo para la flora y fauna del lugar. También se realizó la comparación de sus resultados con los valores publicados para otros países africanos, observando que las concentraciones de la mayoría de los metales pesados (Cr, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb) estudiados en Senegal están en el mismo rango que en Nigeria, y significativamente más bajos que en otras regiones como Marruecos y Kenia.

Zajeziarska et al. (2018) determinaron el nivel de contaminación de los sedimentos en el río Wislok, Polonia, por los metales pesados (Pb, Cd y Zn) e identificaron los riesgos ambientales potenciales de estos metales pesados basándose en las legislaciones disponibles. Las concentraciones de los metales pesados fueron determinadas por el método de espectrometría de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente. Encontraron que las concentraciones de Zn y Pb fueron altas, indicando el impacto de la contaminación antropogénica, mientras que los altos valores de Cd (0.01-0.92 mg kg^{-1}) representaron un peligro para los organismos bentónicos.

Zhua et al. (2020) analizaron metales y metaloides (Cd, Hg, As, Cu, Pb, Ni, Cr y Zn) en 404 muestras de sedimentos superficiales del mar de Bohai, China para investigar el estado y la distribución de la contaminación por elementos metálicos. Las concentraciones de los elementos fueron determinadas por el método de espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente. Entre sus

resultados observaron que los niveles de Zn eran los más altos, mientras que las concentraciones de Hg eran las más bajas. También se encontró que las concentraciones de Cd y Hg representan un riesgo ecológico grave, con una acumulación sustancial en las regiones de la bahía de Jinzhou y el delta del río Amarillo, lo cual se relacionó con la intensa actividad humana en esas zonas.

Saadatia et al. (2020) investigaron la bioacumulación de metales pesados (Hg, Cd y Ni) en tejidos blandos y duros del cangrejo centinela, así como en los sedimentos de la bahía de Mousa en el noroeste del Golfo Pérsico. Para la determinación de las concentraciones de los metales pesados se utilizó el método de espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente. Los resultados revelaron que la bioacumulación de Hg y Cd en los tejidos del cangrejo era mayor que la del Ni. Las cantidades promedio de Hg, Cd y Ni en los sedimentos fueron 6.27 ± 3.66 , 3.8 ± 1.48 y $71.6 \pm 5.09 \mu\text{g g}^{-1}$. Debido a las altas concentraciones de estos metales en sedimentos y tejidos de cangrejos y con referencia a las posibles fuentes de contaminación en el área estudiada, la descarga directa de aguas residuales de industrias petroquímicas y cloro-alcálicas, áreas urbanas y agua de lastre de los barcos en la bahía de Mousa está prohibida.

En la actualidad, los efectos de la toxicidad por Cd dependen del tipo de exposición, aunque su importancia toxicológica radica, principalmente en que es un agente mutagénico, teratógeno y cancerígeno. Varios estudios estiman que entre un 10 y 50% de Cd se absorbe en los pulmones, mientras que a nivel gastrointestinal la absorción es del ~8% (Martínez et al., 2013; Fonseca et al., 2017). Una alta acumulación de Cd puede provocar daño en hígado, riñones, pulmones, trastorno renal y la destrucción de glóbulos rojos en el cuerpo humano (Zhong et al., 2020). Un caso relevante de intoxicación por Cd ocurrió en Japón en la década de los 1950s, en donde la población ubicada en las cercanías del río Jintsu se vio afectada por el consumo de arroz proveniente de cultivos contaminados, generando osteoartritis en los pobladores (Reyes et al., 2016).

5.3 Manglares

Los manglares, mejor conocidos como “mangles”, son ecosistemas que están constituidos por árboles o arbustos que crecen en las zonas costeras de regiones tropicales y subtropicales (Díaz, 2011). Los manglares constituyen un importante ecosistema en toda la banda intertropical del planeta (Hernández et al., 2019). Tan solo en el continente americano, los manglares se distribuyen desde Baja California Sur y Florida en el norte, hasta Perú y Brasil en el sur (Calderón et al., 2009). En 2003, estos ecosistemas cubrían un área de 146,530 km² de las costas tropicales del mundo, lo cual representa menos de 1 % de los bosques tropicales, y menos de 0.4 % de los bosques del mundo (Olguín et al., 2007; Yepes et al., 2016). Los manglares están desapareciendo rápidamente, con una pérdida anual mundial de 1-2 %, debido principalmente a la urbanización, construcción de carreteras, fenómenos de contaminación, turismo y la acuicultura (Ruiz et al., 2018).

Estos ecosistemas son un importante sumidero de carbono y desempeñan un papel importante en la regulación del dióxido de carbono (CO₂) atmosférico a nivel mundial (Agudelo et al., 2015). Los manglares se encuentran entre los sistemas más productivos de carbono, ya que su generación media es de 2.5 gC m⁻² día⁻¹; además, se tienen reportes de acumulación superiores a los 1 000 MgC ha⁻¹ (Yepes et al., 2016).

El manglar ofrece una serie de características, bienes y servicios ecológicos tales como ser considerados como una fuente renovable de madera, carbón vegetal, taninos y miel, además de ofrecer valor turístico (Vera et al., 2013). Estos lugares sirven como barrera protectora contra la erosión costera, son proveedores de alimento para aves, peces, crustáceos, reptiles, mamíferos y ofrecen refugio a una alta biodiversidad de especies acuáticas (Valdéz et al., 2011). Distintas investigaciones (e.g. Díaz, 2011; Arceo et al., 2016) han estimado que 1 ha de manglar tiene el potencial para producir entre 1 a 11 ton de peces año⁻¹ ha⁻¹, aportando alimento y desarrollo económico a las comunidades asentadas en la costa. Tan solo en el noroeste de México, se producen anualmente más de 11,000 toneladas en promedio de peces y jaibas derivadas de bosques de manglar, que representan ingresos del orden de ~\$200 millones de pesos para cientos de pescadores y sus familias (Ezcurra et al., 2009).

En el mundo se conocen 54 especies de mangle, distribuidas en 20 géneros y pertenecientes a 16 familias. Particularmente en México, predominan cuatro especies de mangle: el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), el mangle negro (*Avicennia germinans*) y los mangles blanco y botoncillo (*Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*; Flores et al., 2010). En los bosques de mangle como el de la figura 1, tanto factores biológicos, como físicos (i.e. disponibilidad de luz, salinidad y características de los sedimentos), pueden afectar el crecimiento y desarrollo de los árboles (Hoyos et al., 2013). Especialmente los sedimentos de manglar tienen una capacidad extraordinaria de acumular metales pesados, ya que en estos ecosistemas predominan condiciones reductoras y altos contenidos de materia orgánica (Espinosa et al., 2011).



Figura 1. Manglares de Isla del Carmen

El uso intenso de los recursos naturales amenaza la existencia de ecosistemas de manglar, ya que muchas de estas áreas costeras se han convertido en grandes centros económicos y de población (Camargo et al., 2012). Por ejemplo, la industria de camarón cultivado no solo utiliza los recursos del ecosistema manglar, sino que los devasta para incorporar en sus suelos la infraestructura de las piscinas para criaderos de camarón; además, una amplia parte de la superficie de manglares ha sido convertida y utilizada para la acuicultura, la producción de sal y la agricultura (Rodríguez et al., 2016). En 2008, la organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura (FAO por sus siglas en inglés) estimó que se perdieron cerca de 3,560 ha a nivel mundial entre los años 1980 y 2000 (Arceo et al., 2016; Soumbane et al., 2020). Mientras tanto, en México sus tasas de deforestación se estiman en 2.5% anual, lo que quiere decir que en los últimos 25 años se han perdido 81,711 hectáreas (Herrera et al., 2016).

México es un país privilegiado por su biodiversidad, ubicado en el cuarto lugar entre los países megadiversos y entre los cinco países con mayor número de manglares a nivel mundial (764,486 hectáreas), aunque es uno de los primeros lugares en cuanto a desaparición de estos ecosistemas (Calderón et al., 2009; Herrera et al., 2017;). Los ecosistemas de manglar están presentes en los 17 estados de la República con litoral. El estado de Campeche es el que posee la mayor superficie de manglar del país (~30 %; Figura 1), seguido por Yucatán, Sinaloa y Nayarit (12, 11 y 10 %; Flores et al., 2010). Los manglares mexicanos son protegidos bajo la Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003, que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar y la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, con el estatus de especies amenazadas (Ruiz et al., 2018).

5.4 Legislación aplicable

En México no existen normas que establezcan límites máximos permisibles para metales y metaloides en sedimentos, pero la Norma Oficial Mexicana de “Criterios para la Determinación de Suelos Contaminados por Metales Pesados” (NOM-147-Semarnat/ SSA1, 2004) se puede utilizar, ya que establece concentraciones de metales pesados de referencia total (CR_T), que indican valores por encima de los cuales, se considera que existe riesgo de generar efectos adversos para la salud humana. Sin embargo, esta norma no tiene valores que especifiquen si existen riesgos tóxicos para la biota (D.O.F., 2007). Por lo tanto, este estudio utilizará referencias internacionales como la NOAA, y la ANZECC para evaluar si las concentraciones de Cd obtenidas en los sedimentos superficiales de los manglares de las inmediaciones de la Isla del Carmen tienen efectos tóxicos para la biota.

La Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA por sus siglas en inglés) es una agencia que ha desarrollado tablas de referencia de detección rápida, que incluyen concentraciones de contaminantes orgánicos e inorgánicos para ayudar a evaluar los riesgos potenciales del agua, sedimentos y suelos (NOAA, 2020). Estas tablas tienen dos valores importantes, el nivel de efecto más bajo (LEL) que es un nivel de contaminación de sedimentos que puede ser tolerado por la mayoría de los organismos bentónicos y el nivel de efecto severo (SEL), que son las concentraciones a partir de las cuales se esperaría una perturbación pronunciada de la comunidad que habita en sedimentos (Buchman, 2008).

También se tiene el Consejo de Medio Ambiente y Conservación de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC por sus siglas en inglés) que publican guías para evaluar la calidad de los recursos hídricos naturales y seminaturales (ANZECC, 2000). En estas guías se reportan valores clasificados como Default Guideline Values (DGVs) para diferentes sustancias tóxicas en los sedimentos (e.g. metales), que son las

concentraciones por debajo de las cuales existe bajo riesgo de que ocurra efectos adversos para la biota, así como los valores GV-alto, que indican las concentraciones a las que se espera observar efectos adversos en la biota. Es importante señalar que un valor alto de GV solo debe usarse como un indicador de posibles problemas de toxicidad, no como un valor de referencia para garantizar la protección de los ecosistemas (ANZECC, 2000).

En la Tabla 1 se presenta, un comparativo de los diferentes valores de referencia de las guías internacionales y la guía nacional en mg kg⁻¹ para la evaluación de riesgo ecológico por la presencia de Cd en los sedimentos.

Tabla 1. Valores máximos permisibles de guías internacionales y la guía nacional

Guías						
Elemento	SEMARNAT		ANZECC		NOAA	
	CR _T por tipo de uso de suelo		ISQG bajo	ISQG alto	LEL	SEL
UARC	UI					
Cd	37	450	1.5	10	0.6	10.0

Nota: Concentraciones reportadas en mg kg⁻¹.

CR_T: Concentración de referencia total, ISQG: Directrices provisionales de calidad de sedimentos, UARC: Uso agrícola/ residencial/ comercial, UI: Uso industrial

Referencias: ANZECC, NOAA, SEMARNAT

6. Área de estudio

6.1 Ubicación

En la Figura 2 se muestra la localización geográfica de Isla del Carmen que es una barrera que separa a Laguna de Términos con el Golfo de México. Se encuentra entre las coordenadas 17° 52' y 19° 01' N, 90° 29' y 92° 28' O. Su longitud es de ~37.5 km y 3 km de ancho (i.e. 112.5 km²), representado el 0.19% de la superficie del estado de Campeche (Guadarrama et al., 2014).

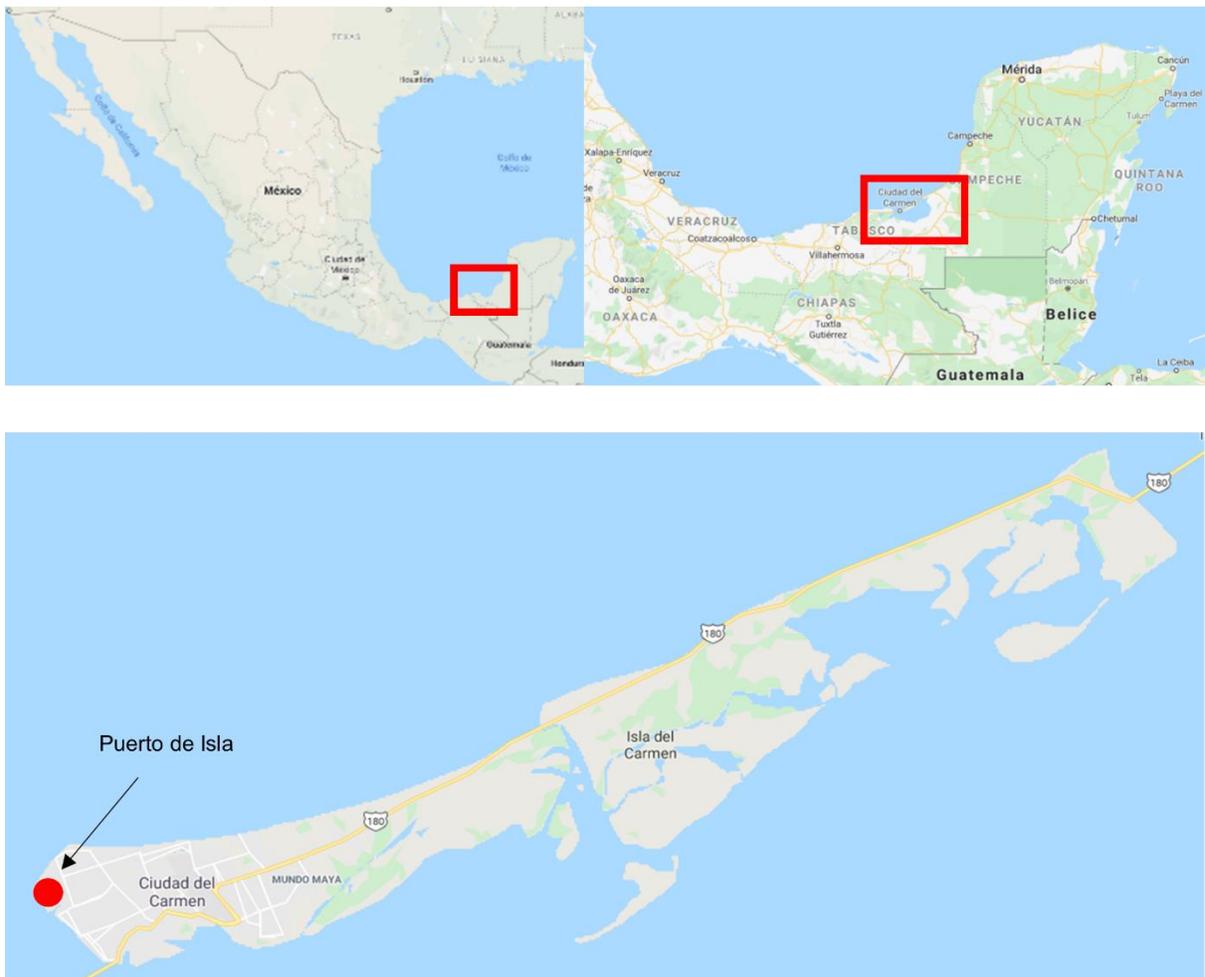


Figura 2. Localización de Isla del Carmen

6.2 Características de Isla del Carmen

La Isla del Carmen es también conocida como la “Perla del Golfo” y es considerada la isla más poblada de México (INEGI, 2020). Se une al continente mediante los puentes la Unidad y Solidaridad, que atraviesan las entradas y salidas de la Laguna de Términos conocidas como las bocas del Carmen y Puerto Real (Figura 2). La Ciudad del Carmen es el único centro urbano establecido dentro de los límites de la isla, cuya área urbana abarca 2700 hectáreas, con una población de 170,000 habitantes (Villalobos et al., 2010; Escudero et al., 2014). Su población ha crecido 134% de 1980 a 2010, debido a las actividades relacionadas con la extracción de petróleo que se desarrollan en la localidad (Pat et al., 2012; Campos et al., 2018).

La historia de la isla ha sido muy variada a lo largo de los años. En 1558 fue considerada refugio de piratas; sin embargo, la actividad económica del área empezó en 1774 con la explotación del Palo de Tinte. A finales del siglo XIX (1874) la isla del Carmen se convirtió en un puerto de intercambio regular con Europa. Después de la Segunda Guerra Mundial empresas nacionales y extranjeras empezaron a explotar los principales bancos de camarón rosado del Golfo de México que estaban ubicados en los alrededores de la Isla (Anda et al., 2016). En 1971 se inician trabajos de exploración de petróleo y para 1979 se descubrió el campo petrolero de “Cantarell”, iniciando así la explotación a gran escala de los yacimientos de la Sonda de Campeche, que en la actualidad ha provocado que Isla del Carmen sea considerada como la zona petrolera de mayor importancia del país (Montiel, 2011).

El puerto de isla del Carmen fue creado en el año 1949 y se ubica dentro de las coordenadas 19°39' N, 91°50' O. Cuenta con instalaciones de embarcación y comercio que abarcan 57,627 m², además de 209,871 m² de área marítima. Originalmente el puerto se llamaba Laguna Azul y se usaba para la actividad pesquera camaronera. Actualmente en el puerto se encuentran diversas empresas dedicadas a la explotación de hidrocarburos y constructoras de plataformas (Padilla et al., 2015; Solano et al., 2015).

La isla se encuentra dentro del área natural protegida conocida como Laguna de Términos, que tiene un tamaño de aproximadamente 700,000 ha y es uno de los más extensos y mejor conservados manglares de México (Canales et al., 2020). Dentro de esta área natural protegida se ubican 32 localidades que albergan a un total de 203,441 habitantes y por su distribución regional se ubican en cuatro microrregiones: Isla del Carmen (73%), Península de Atasta (22%), Champotón (0.5%) y Jonuta (4.8%), perteneciente este último al estado de Tabasco (Solano et al., 2015; Campos et al., 2018).

Aunque se ha considerado a la industria petrolera como la principal actividad antropogénica que afecta los ecosistemas costeros de la isla, el crecimiento urbano y el cambio de uso de suelo, también son factores de cambio importantes. Un ejemplo claro son la pérdida o modificación de las playas y manglares presentes en la zona urbana de la isla. El caso más conocido es el de la playa el Caracol, que ha sido modificada drásticamente por los asentamientos humanos, generando la pérdida de manglares y propiciando el desarrollo de vertederos que arrojan aguas residuales a la laguna sin tratamiento (Villalobos et al., 2010).

6.3 Clima

El clima de la región es húmedo tropical con precipitaciones anuales que van desde 1,100 a 2,000 mm. La temperatura varía de 25 a 33 °C y las mareas astronómicas son diurnas (intervalo de amplitud de 0.43 m), con mareas mínimas de -0.24 m y máximas de 0.92 m (Pérez et al., 2018). El clima de la isla está definido por tres estaciones: temporada lluviosa (junio-septiembre), de Nortes (octubre-febrero) cuando dominan los ciclones tropicales o huracanes y estación seca (marzo-mayo; Escudero et al., 2019).

Por su ubicación, la isla es afectada anualmente por fenómenos naturales como son los fuertes vientos conocidos como “Nortes”, que son masas de aire frío provenientes del norte que irrumpen en el sur del Golfo de México con velocidades de hasta 110 km h⁻¹ y producen descensos de temperatura de hasta 15°C, con alta precipitación (Sanvicente et al., 2018). Otro fenómeno natural son los ciclones tropicales procedentes del Atlántico, el más recordado es el huracán Roxanne, que en 1995 provocó la reactivación de un antiguo canal que comunicaba la laguna con el mar, además de destruir una considerable superficie de manglar (Escudero et al., 2015).

6.4 Flora

La zona lagunar de la isla presenta praderas de pastos marinos, principalmente de la especie *Thalassia testudinum*, aunque se encuentra casi completamente rodeada de mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.), mangle negro (*Avicennia germinans*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle botoncillo (*Conocarpus erectus* L.; Moreno et al., 2010; Pérez et al., 2018). Estos manglares de la Isla del Carmen se han caracterizado por presentar altura del dosel entre 5 y 12 m, el área basal entre 8.6 y 9.9 m² ha⁻¹ y la densidad de árboles se encuentra entre 1670 y 3095 árboles ha⁻¹ (Echeverría et al., 2019).

Los manglares de Isla del Carmen reciben la influencia de los ríos Candelaria, Palizada y Chumpán, que desembocan en la Laguna de Términos (Díaz et al., 2005). El volumen promedio de descarga mensual del río Chumpán oscila entre 10.5 y 24.4 m³ s⁻¹; mientras que el río Candelaria tiene una descarga promedio mensual que oscila entre 20.6 y 185.7 m³ s⁻¹ (Villalobos et al., 2010).

Los suelos de la isla tienen un origen marino y sedimentario, compuestos principalmente por carbonato de calcio con tamaños de grano que van de limos a gravas debido a la interacción entre el Golfo de México y Laguna de Términos (Nava et al., 2018). En la zona costera predomina la arena carbonatada con un volumen alto de materia orgánica y material biogénico (i.e. restos de almejas, caracoles y otros moluscos), que se encuentran distribuidos especialmente en la zona central de la isla (Márquez et al., 2008).

La Isla del Carmen es la región más rica en plantas no nativas, con 16 especies, que representa ~76 % del total del área de protección de flora y fauna de la Laguna de Términos. La procedencia de estas plantas son África (48 %), Europa (29 %), Asia (14 %) Oceanía, Sudamérica y Norteamérica (5 %; Endañú et al., 2015). En el área natural protegida existen aproximadamente 324 especies vegetales terrestres y marinas, derivadas de las dunas costeras, manglares, vegetación de pantano, selva baja, palmar, matorral espinoso, matorral inerme, selva alta mediana y pastos marinos (Campos et al., 2018). Por su relevancia ecológica la isla ha sido reconocida a través de una serie de designaciones nacionales e internacionales que incluyen: Área Natural Protegida de Flora y Fauna, Área de Manglares con Relevancia Biológica y Sitio del Patrimonio Mundial de la UNESCO (Escudero et al., 2014).

6.5 Fauna

Las playas de la isla son importantes sitios de desove para las tortugas marinas, el área ha sido catalogada como la unidad ecológica costera más importante de Mesoamérica debido a la biodiversidad de sus humedales (Escudero et al., 2014). A sus playas arriban tres especies de tortugas marinas: carey (*Eretmochelys imbricata*), blanca (*Chelonia mydas*) y lora (*Lepidochelys kempfi*; Guadarrama et al., 2014). Por otro lado, en la sonda de Campeche se encuentran diferentes especies de camarón, las principales son: camarón rosado (*Farfantepenaeus duorarum*), blanco (*Litopenaeus setiferus*) y café (*F. aztecus*), así como especies consideradas secundarias, como el camarón siete barbas (*Xyphopenaeus kroyeri*), sintético (*Trachypenaeus similis*) y de roca (*Sicyonia brevirostris*; Arreguín, 2009).

Como ya se mencionó, la isla del Carmen está formada a partir de la acumulación de sedimentos en forma de barrera por la interacción entre el Golfo de México y Laguna de Términos. Esto genera una gran adición de nutrientes provenientes de los ríos y posibilita el desarrollo de redes tróficas asociadas a especies pelágicas como son el robalo, pargo, jurel y tiburón, así como con especies bentónicas del tipo langostino, jaiba, pulpo y caracol (Campos et al., 2018). Debido a su diversidad de aves acuáticas y especies de aves marinas (Figura 3), y por sus características para la conservación de la biodiversidad, el área natural protegida también es reconocida como sitio Ramsar (Canales et al., 2020).



Figura 3. Fauna de Isla del Carmen

6.6 Actividad Económica

La isla del Carmen a nivel nacional es considerada una de las 17 ciudades costeras mexicanas con más de 100,000 habitantes que dispone de mayor número de puertos de cabotaje (Campos et al., 2018). La actividad económica de la isla empezó con el lucrativo negocio de la explotación del palo de tinte, llamado “ek” por los mayas, codiciado por su aplicación en la coloración textil en Europa y Estados Unidos, tanto que algunos piratas llegaron a exportar 100,000 quintales de palo de tinte solamente a Inglaterra. Lamentablemente su sobreexplotación resultó en su desaparición de la zona a mediados del siglo XIX (González et al., 2018). Entre 1940 y 1980 la principal actividad económica de Ciudad del Carmen se basó en la pesca del camarón debido a los altos volúmenes de captura y a que la mayor parte de su producción se destinaba al mercado de exportación. En 2009 esta pesquería reportó rendimientos de alrededor de 3500 toneladas (Arreguín, 2009).

A finales de 1970s el Sr. Cantarell (pescador) informó a PEMEX de la existencia en la Sonda de Campeche, de aceite y olor a gas en el mar, así como de la presencia de aceite y chapopote en las costas de Tabasco y Campeche, lo que propició e inició la exploración y explotación de hidrocarburos en esa zona (Galván et al., 2011). Cantarell actualmente es un conjunto de campos ubicados en el área marina del estado mexicano de Campeche, que abarcan una superficie de ~21,000 km². Este campo petrolero ha sido considerado uno de los 100 más importantes en el mundo y llegó a contribuir con el 45% de la producción mundial de petróleo (Romo, 2015). Con la llegada de la paraestatal Petróleos Mexicanos (PEMEX) a Isla del Carmen, se generó un despunte económico en la ciudad y un crecimiento acelerado de la población por el flujo de inmigrantes. Lo anterior provocó una crisis de la actividad pesquera en la región, primero por restringir el área de pesca y después por los efectos de la contaminación (Pat et al., 2012). Específicamente la actividad petrolera en Isla del Carmen ocurrió en dos etapas, la primera etapa denominada de ocupación territorial moderada (1950-1988), donde PEMEX perforó sólo 33 pozos; y la segunda etapa denominada ocupación territorial de expansión intensiva (1994-2014; Solano et al., 2015).

Un sitio importante es el puerto de Isla del Carmen, ya que atiende aproximadamente a 100 plataformas de explotación de petróleo y terminales con un flujo de ~15,000 arribos anuales (Padilla et al., 2015). En el puerto se realizan diversas actividades, desde viajes (80 mil viajes de pasajeros al año para traslado de trabajadores a las plataformas), hasta el abastecimiento o reparaciones industriales, que representa el 95% de la economía de la isla; también se encuentran empresas vinculadas a la actividad pesquera como procesadoras, almacenadoras y de pesca de altura (Padilla et al., 2015; Solano et al., 2015). Otra zona importante es el arrecife coralino Cayo

Arcas que está localizado a 180 km al norte de Ciudad del Carmen. En este sitio se desarrollan actividades de abastecimiento y transporte de productos petrolíferos, para lo cual PEMEX mantiene un buque-tanque anclado en la zona (Aguirre et al., 2005). Por su localización estratégica es considerada la terminal portuaria más importante de exportación de crudo del país, ya que se extraen el 74% de la producción nacional (Villalobos et al., 2010). La zona marina, por su parte, se divide en áreas de pesca, de extracción y conducción de petróleo y gas; esta última genera impactos ecológicos importantes (Guadarrama et al., 2014). La isla es considerada el área nacional protegida más productiva en términos de captura pesquera, a pesar de la cercanía de las actividades de extracción de hidrocarburos. Por todo ello, no es de extrañar que sea una de las zonas más estudiadas del territorio mexicano (Campos et al., 2018).

6.7 Contaminación en Isla del Carmen

A partir del descubrimiento y explotación de importantes yacimientos de petróleo en la Sonda de Campeche en 1976, la vida en la Isla del Carmen se modificó de manera radical, ocasionando un gran deterioro a los invaluable recursos y servicios ambientales del municipio (Solano et al., 2015). Aunque Isla del Carmen se encuentra dentro del área natural protegida, ha experimentado un crecimiento urbano rápido y mal planificado durante los últimos 40 años, causando deforestación de manglares, relleno y drenaje de humedales, y pérdida de zonas de reproducción para aves costeras y acuáticas (Canales et al., 2020). Históricamente el petróleo ha ocasionado impactos negativos sobre la estructura socio económica de la isla, algunos son: la desordenada urbanización, las migraciones masivas buscando fuentes de empleo por un lado y por otro, el desempleo de ciertos sectores sociales que no pueden incursionar en la industria del petróleo, la inflación en los precios de bienes y servicios, eso sin mencionar el grave deterioro ecológico que siempre padecen las regiones que acogen a PEMEX (Montiel, 2011). La contaminación ambiental generada por explotación de un recurso no renovable, como es el petróleo, ocasiona una alta emisión de tóxicos (i.e. metales pesados), que con el paso del tiempo afectan la sanidad de diferentes agroecosistemas con repercusiones en toda la red trófica (Peláez et al., 2016).

Aunque hay una gran cantidad de trabajos publicados en relación con el área natural protegida, estos se concentran en la zona de Laguna de Términos y muy pocos en los alrededores de Isla del Carmen, que es el principal centro poblacional de la región. A continuación, se mencionan algunos trabajos recientes realizados en las inmediaciones de La Isla del Carmen, relacionados con la determinación de las concentraciones de metales pesados en sedimentos.

Cuevas et al. (2018) estudiaron la influencia que ejercen los procesos naturales, la industria petrolera y el desarrollo urbano en los ambientes de manglar. En este trabajo se emplearon tres núcleos de sedimento colectados en tres puntos distintos de los manglares de la Isla. En ellos se analizaron parámetros geoquímicos como materia orgánica, carbonatos, textura, elementos mayores y traza. Sus resultados mostraron que los perfiles de las columnas sedimentarias muestran una aparente asociación entre la abundancia de organismos en el área y las altas concentraciones de CaO, P₂O₅ y MgO. Se resaltó los cambios en la dinámica de acumulación del sedimento terrígeno que fue generado por la construcción de la autopista federal 180 y que elementos como Cr y Ni se encuentran asociados a la presencia de rocas ultramáficas de las cuencas de los ríos que desembocan en la Laguna de Términos, en lugar de proceder de la actividad petrolera de la región.

Ruiz-Fernández et al. (2019) establecieron los niveles preindustriales de Hg y su enriquecimiento en la región. Se utilizaron núcleos de sedimento recolectados en la zona costera del Golfo de México y Laguna de Términos, que fueron fechados mediante la radiocronología con ^{210}Pb . Este trabajo utilizó parámetros geoquímicos (e.g. contenido de materia orgánica, distribución de tamaño de grano) para evaluar el enriquecimiento por Hg durante el último siglo. Como parte de sus resultados, observaron que el inicio de las actividades de explotación petrolera en la sonda de Campeche, junto con los asentamientos humanos y el crecimiento urbano desmedido alrededor de la Laguna de Términos generó un enriquecimiento del metal desde 1970.

Celis et al. (2020) determinaron los factores que influyen la distribución de elementos traza en manglares con fuentes de contaminación, donde se incluyen las actividades urbanas y de la industria petrolera; además de evaluar el nivel de contaminación en los sedimentos y su potencial impacto biológico. En este estudio se analizaron parámetros geoquímicos y distintos índices de calidad de sedimento, tales como el factor de enriquecimiento, el índice de geo-acumulación y el índice de contaminación. Los datos geoquímicos señalaron que la mayoría de los metales traza estudiados en los sedimentos de los manglares de Isla del Carmen se encuentran muy cerca de los niveles naturales, excepto por Zn, Cu y Pb. Además, observaron que factores como la textura de los sedimentos (i.e. tamaño de grano) y la mineralogía, controlan la distribución de estos metales en el ecosistema.

7. Metodología

En este trabajo se recolectaron 36 muestras de sedimento superficial en los manglares de la Isla del Carmen durante el mes de agosto de 2019. Se diseñó una red de estaciones a lo largo y ancho de la isla del Carmen, abarcando el área urbana y sitios de menor impacto antropogénico (Figura 4).

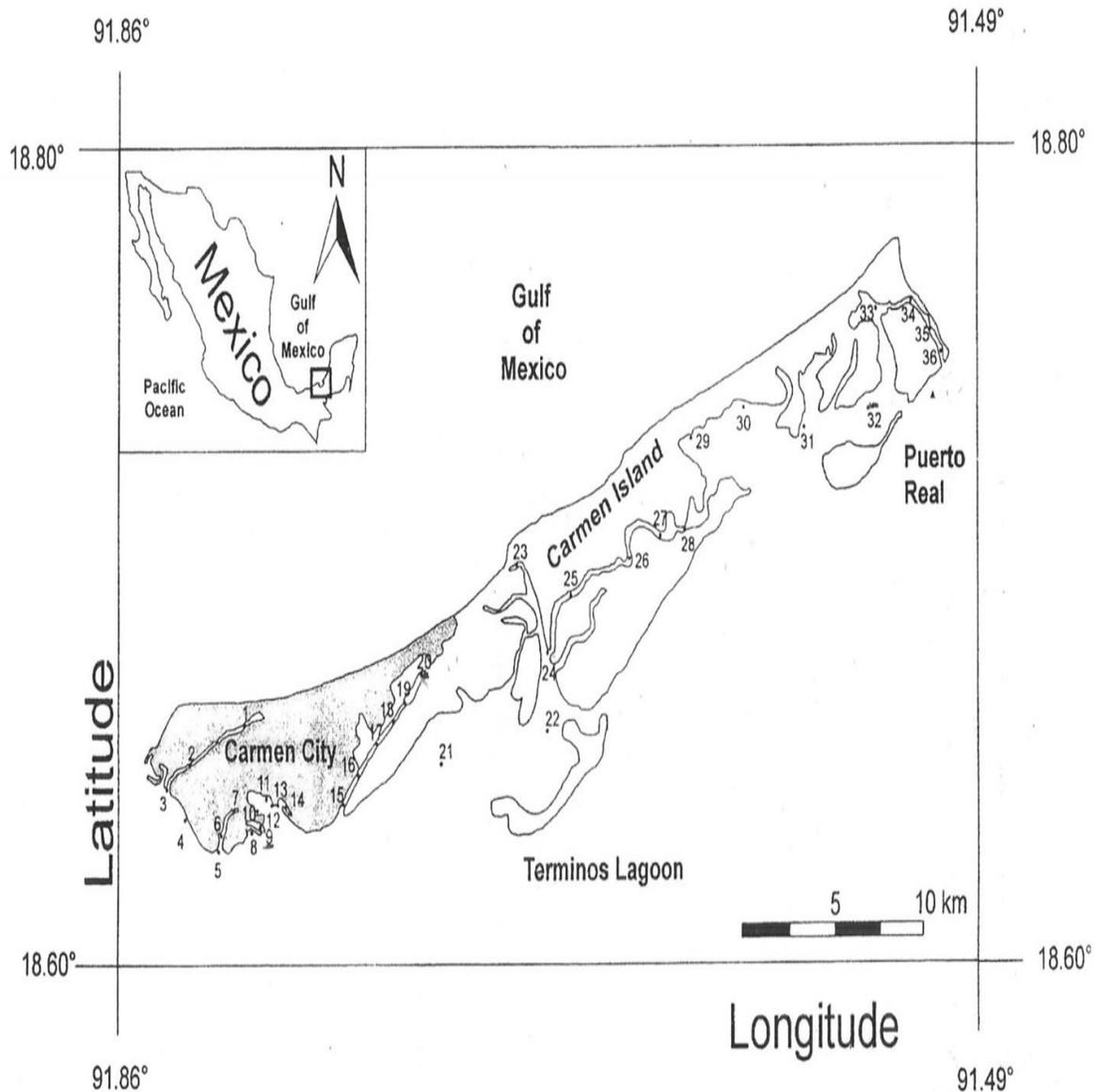


Figura 4. Puntos de muestreo de Isla del Carmen

7.1 Trabajo de campo

El muestro se realizó en una embarcación tipo “Inmensa” con personal del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Estación El Carmen. La rutina de muestreo en cada estación consistió en los siguientes pasos:

- 1) Localización de las estaciones mediante un GPS (i.e. Global Position System).
- 2) Se registró en la hoja de control, hora, latitud y longitud del sitio seleccionado.
- 3) Medición de profundidad con un plomo atado a una cuerda, registrándose el dato en la hoja de control.
- 4) Etiquetado de bolsas de plástico para almacenar el sedimento, que incluyó nombre del proyecto, número de muestreo y estación.
- 5) Recolección del sedimento superficial con draga Van Veen (Figura 5). El contenido de la draga se vació en una charola y la muestra de sedimento se tomó con una pala de plástico y se almacenó en la bolsa correspondiente.
- 6) Las muestras recolectadas se guardaron en una hielera con hielo y sal, tratando de mantenerlas lo menos alterada posibles, hasta realizar los análisis.



Figura 5. Draga Van Veen

7.2 Trabajo de laboratorio

Las muestras de sedimento fueron secadas a 50°C por cuatro días. Una vez secas, se separó una alícuota para los análisis granulométricos, mientras que el resto de la muestra se homogeneizó en un molino SPEX 8000MIXER/MILL y se guardó en bolsas de plástico etiquetadas.

7.2.1 Materiales, equipos y reactivos

Los materiales que se utilizaron son los siguientes:

- Cucharas para pesar
- Viales de vidrio con tapa (25 mL)
- Plumón indeleble
- 1 micropipeta (1 mL)
- 1 micropipeta (10 mL)
- 1 micropipeta (100 µL)
- Tubos cónicos para centrifuga (50 mL)
- Puntas para las micropipetas
- 1 matraz aforado (50 mL)
- 1 matraz aforado (10 mL)

Las características de los reactivos usados para la digestión de los sedimentos son los mostrados en la Tabla 2.

Tabla 2. Reactivos usados para la digestión de los sedimentos

Reactivo	Marca	P.M. (g mol ⁻¹)	Pureza (%)
Ácido Clorhídrico (HCl)	Baker Instra- Analyzed	36.46	36.5 - 38
Ácido Nítrico (HNO ₃)	Baker Instra- Analyzed	63.01	69 - 70
Ácido Fluorhídrico (HF)	Baker Instra- Analyzed	20.00	51
Ácido Bórico (H ₃ BO ₃)	Baker Instra- Analyzed	61.83	99.5
Ácido fosfórico (H ₃ PO ₄)	Baker Instra- Analyzed	97.99	85 - 87
Agua desionizada	Millpore	18.02	99

Los equipos utilizados para la digestión del sedimento homogeneizado son los listados en la Tabla 3.

Tabla 3. Equipos utilizados para la digestión de los sedimentos

Equipo	Marca	Modelo
Balanza	Sartorius	AK224
Microondas	CEM	MarsXpress
Vortex	Thermo Scientific	N°M16715
Espectrofotómetro	Thermo Fisher Scientific	GFS97

7.2.2 Determinación de Cd por absorción atómica con horno de grafito

En el método de absorción atómica con horno de grafito la muestra es vaporizada mediante un proceso a alta temperatura, así se logra que los átomos de la muestra en estado fundamental lleguen a un estado energético conocido como excitado. A razón de que estos átomos regresan a su estado fundamental, ceden una determinada cantidad de energía cuantitativamente idéntica a su energía de excitación, emitiendo radiaciones a una determinada longitud de onda, la cual se cuantifica para conocer su concentración (Busciol et al., 2009).

Todo el material utilizado de vidrio y de plástico fue sometido a un proceso de lavado (Figura 6).

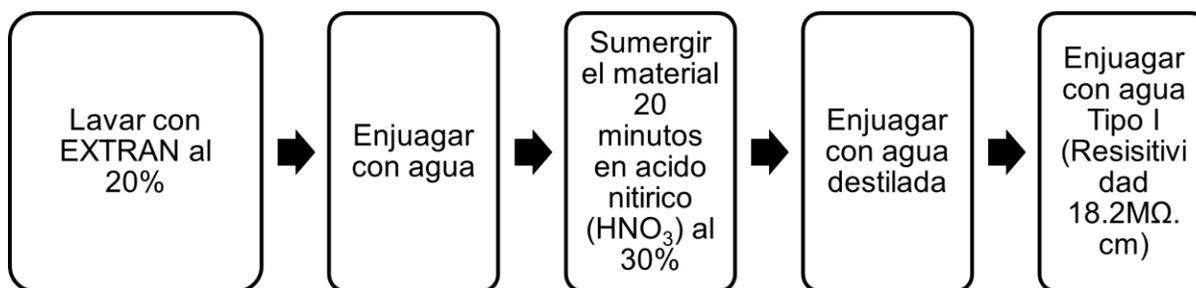


Figura 6. Procedimiento de lavado del material del laboratorio

La digestión ácida para la determinación de Cd se realizó siguiendo el siguiente procedimiento:

- 1) Pesar 0.2 g de sedimento (molido y seco) y verterlo en una bomba de teflón.
- 2) Adicionar los siguientes reactivos: 4 mL de HCl (Conc), 5 mL de HNO₃ (Conc) y 1 mL de HF (Conc).
- 3) Cerrar herméticamente.
- 4) Digerir las muestras en el horno de microondas bajo las condiciones mostradas en la Tabla 4.

Tabla 4. Condiciones del Horno de Microondas para digerir las muestras

Etapa	Potencia (w)	%	Ramp	Control	Hold
1	800	100	20:00	100	20:00
2	800	100	10:00	130	40:00

- 5) Después del tiempo de digestión y enfriar los vasos, vaciar el contenido de la bomba a tubos de centrifuga previamente pesados, que contengan 0.15 g de ácido bórico (H₃BO₃).
- 6) Hacer lavados con agua desionizada sin sobrepasar los 20 mL.
- 7) Colocar los tubos de centrifuga en el vortex para disolver el ácido bórico en la disolución.
- 8) Centrifugar por 10 min a 4500 rpm.
- 9) Registrar el peso de los tubos cónicos de centrifuga con la muestra.
- 10) Registrar el peso de los viales vacíos.
- 11) Colocar 1 mL de la muestra en el vial y pesar.
- 12) Colocar 7.9 mL más de muestra (para tener un total de 8.9 mL) y pesar.
- 13) Etiquetar los viales y refrigerar hasta su análisis.
- 14) Se debe digerir un blanco de reactivos, es decir se sigue el mismo procedimiento, pero sin muestra.
- 15) Colocar 1 mL de HNO₃ al 50% y 0.1 mL de K₂Cr₂O₇ 1% m/v, agitar y pesar.
- 16) Retirar 1 mL de reactivos, pesar. Una vez pesado, regresar el 1 mL de la muestra.
- 17) Preparar el blanco y la curva de calibración.
- 18) Medir la concentración de Cd en el espectrofotómetro de absorción atómica con Horno de Grafito.

En la tabla 5 se muestran las condiciones del espectrofotómetro de absorción atómica para la determinación de Cd.

Tabla 5. Condiciones de EAA con horno de grafito

Longitud de onda, λ (nm)	228.8
Ancho de abertura (nm)	0.5
Tipo de medición	Absorbancia
Corrector de fondo	Lampara de deuterio
Modificadores empleados	Pd 1000 ppm
Volumen de modificadores	10 μ l c/u
Volumen de muestra (μ l)	20
Temperatura máxima de calcinado ($^{\circ}$ C)	800
Temperatura de atomizado ($^{\circ}$ C)	1200
Gas	Mezcla de Ar-H ₂

7.3 Método de validación

Para validar el método se usó el estándar certificado de NRC-CNRC HISS-1 el cual se digirió bajo las mismas condiciones que las muestras. Los resultados de la validación se incluyen en la tabla 6.

Tabla 6. Resultados de la validación del metodo

Elemento	Estándar certificado	% de recuperación	Rango aceptado de % recuperación
Cd	HISS-1	98.3	97 – 103

Se determinó la exactitud y precisión del método usando el mismo estándar certificado (n = 5), obteniéndose los resultados reportados en la tabla 7.

Tabla 7. Exactitud y precisión de la validación del método

Elemento	Concentración reportada (ppm)	Concentración obtenida (ppm)	Desviación estándar	Coefficiente de variación (%)
Cd	0.024 \pm 0.009	0.0236	0.0027	11.45

7.4 Curva de calibración

Se elaboró una curva de calibración con 5 puntos (tabla 8, figura 7). La configuración de toma de muestras para su análisis fue automix, es decir, que el equipo preparó la curva de calibración a partir de un estándar de 100 ppb. Esta disolución se preparó mediante un estándar certificado Merck de 1000 ppm para absorción atómica. El límite de detección para el Cd fue de 0.0052 ppm.

Tabla 8. Datos de la curva de calibración

Metal	Cd
Estándar 1 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0.5
Estándar 2 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1
Estándar 3 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1.5
Estándar 4 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	2
Estándar 5 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3
Estándar 6 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	4
Regresión Lineal	0.9986
Ordenada al origen (b)	0.0071
Pendiente (m)	0.0563

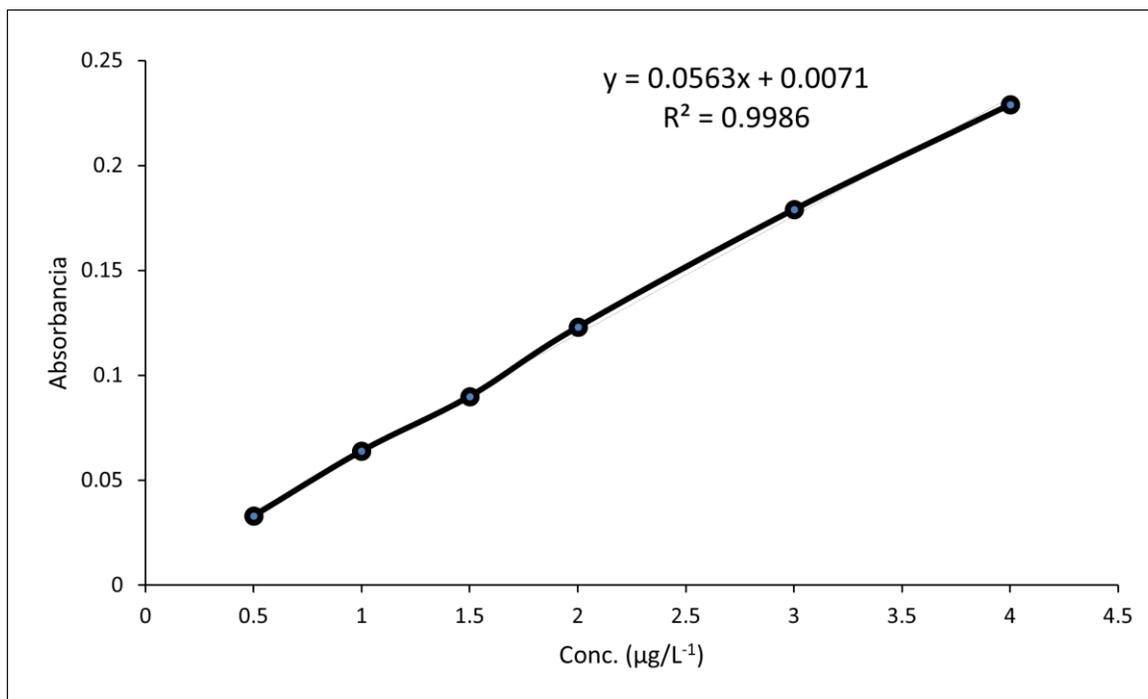


Figura 7. Curva de calibración del estándar certificado Merck

7.5 Tratamiento estadístico de la información

Con los resultados obtenidos, se calculó la concentración promedio de Cd, el valor máximo y mínimo, su desviación estándar y el coeficiente de variación utilizando las fórmulas citadas en la Tabla 9.

Tabla 9. Fórmulas de estadística para el tratamiento de los datos

Nombre	Fórmula
Coeficiente de variación	$CV = \frac{\sigma}{\bar{X}} \times 100$ <p>$\sigma = S$; <i>desviación estándar</i></p>
Desviación Estándar	$S = \sqrt{\frac{\sum(X_i - \bar{X})^2}{n - 1}}$
Máximo	Valor máximo de la muestra
Mínimo	Valor mínimo de la muestra
Promedio	$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{N}$

8. Resultados

8.1 Concentración de cadmio en sedimentos

En la figura 8, se presentan las concentraciones de Cd obtenidos en las 36 muestras de sedimento. El valor promedio encontrado en toda la Isla fue de 0.27 mg kg^{-1} . La concentración máxima fue de 0.64 mg kg^{-1} en el sitio 1, mientras que el valor mínimo fue de 0.09 mg kg^{-1} en el sitio 14 (Figura 4 y 8). Los sitios 1, 6 y 18 ubicados en la zona urbana de Ciudad del Carmen, presentaron concentraciones por arriba de 0.40 mg kg^{-1} , siendo estos los valores más altos encontrados en toda la isla. Por otro lado, 14 muestras tuvieron concentraciones de Cd entre 0.27 y 0.40 mg kg^{-1} y el resto registraron valores por debajo del promedio.

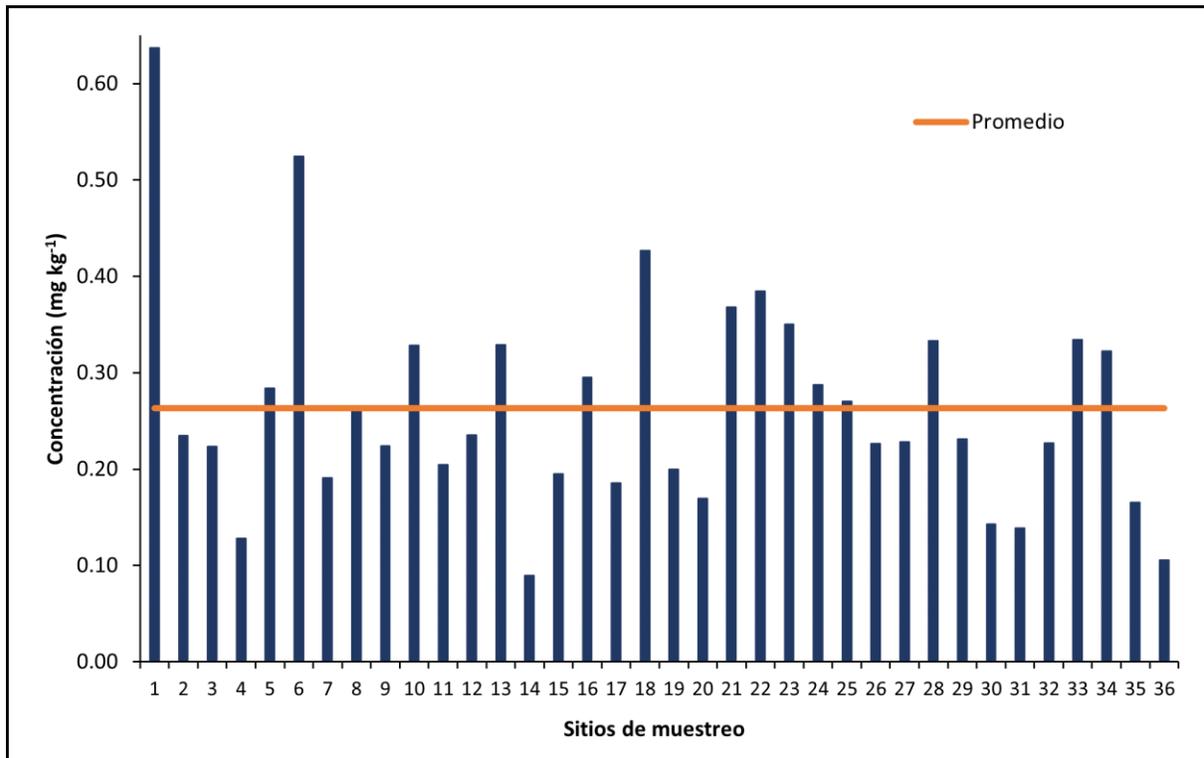


Figura 8. Concentraciones de Cd (mg kg^{-1}) en sedimentos superficiales de las inmediaciones de Isla del Carmen

Como se mencionó anteriormente, es muy importante disponer de concentraciones de referencia para contaminantes como el Cd, en aras de prevenir peligros para la flora y fauna de los ecosistemas acuáticos. En este sentido, se utilizó la legislación vigente en México y otros países para contrastar las concentraciones de Cd observadas en Isla del Carmen (tabla 10). Se observa que el intervalo de concentraciones de Cd encontrado a lo largo de Isla del Carmen se encuentra por debajo de todos los valores máximos y mínimos de las guías propuestas por la SEMARNAT, ANZECC y NOAA, exceptuando la estación 1 cuyo valor de 0.64 mg kg⁻¹ estuvo ligeramente por arriba del valor LEL de la NOAA (0.6 mg kg⁻¹).

Tabla 10. Comparación del contenido de Cd en los sedimentos superficiales de las inmediaciones de Isla del Carmen contra la legislación aplicable

Guías							
Metal	intervalo	SEMARNAT		ANZECC		NOAA	
		UARC	UI	ISQG bajo	ISQG alto	LEL	SEL
Cd	0.09-0.64	37	450	1.5	10	0.6	10

Nota: Concentraciones reportadas en mg kg⁻¹.

CR_T: Concentración de referencia total, ISQG: Directrices provisionales de calidad de sedimentos, UARC: Uso agrícola/ residencial/ comercial, UI: Uso industrial

Referencias: ANZECC, NOAA, SEMARNAT

9. Discusión

9.1 Evaluación de los niveles de Cd en los sedimentos de los manglares de Isla del Carmen

La NOM-147-Semarnat/SSA1, 2004 establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por As, Ba, Be, Cd, Cr hexavalente, Hg, Ni, Ag, Pb, Se, Tl y/o V, utilizando un criterio de contaminación que depende del uso de tipo de suelo; esto quiere decir que las concentraciones de remediación dependen de si el suelo es usado para actividades agrícolas o para uso industrial. En el caso particular del Cd, se reporta que el suelo debe ser remediado si las concentraciones del metal exceden los 37 mg kg^{-1} en suelo de uso agrícola y comercial, mientras que en los suelos de uso industrial las concentraciones no deben estar por arriba de 450 mg kg^{-1} . En general, los límites máximos permisibles de Cd en sedimentos en la ANZECC y la NOAA son más bajos.

Los resultados muestran que los sitios 1, 6 y 18 ubicados en la zona urbana, registraron los valores más altos de los 36 puntos estudiados. La distribución espacial de estos máximos en los valores de Cd sugiere que las descargas de aguas residuales podrían estar actuando como fuente antropogénica del metal, ya que un estudio reciente (Celis et al., 2020) encontró que los desagües y las marinas localizadas en esa zona actúan como fuentes puntuales de otros contaminantes metálicos (i.e. Zn, Cu y Pb). De hecho, Ciudad del Carmen cuenta con 75 plantas de tratamiento de aguas residuales, aunque solo 6 cumplen con las normas ambientales (Kantún, 2020).

En general los niveles de Cd encontrados no rebasaron ninguno de los límites inferiores establecidos por la NOM-147-Semarnat/SSA1 2004, la ANZECC y la NOAA. Solamente el punto 1 sobrepasó el límite inferior establecido por la NOAA. Esto sugiere que las concentraciones de Cd en los sedimentos superficiales analizados no están contaminadas, ni necesitan ser remediados y por ende no representan riesgo alguno para los organismos bentónicos que interaccionan con los sedimentos.

9.2 Comparación de las concentraciones de Cd de los sedimentos de Isla del Carmen contra otros sitios en México

México es un país con gran participación en el sector minero-metalúrgico. De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) se encuentra en el sexto lugar de producción de Cd a nivel mundial. De ahí la importancia de realizar estudios de evaluación ambiental que permitan conocer los impactos de los metales pesados como el Cd, en los cuerpos de agua epicontinentales y costeros. A continuación, se realiza una comparación de los resultados obtenidos en este estudio, contra los valores publicados para otras zonas de la República Mexicana (figura 9).

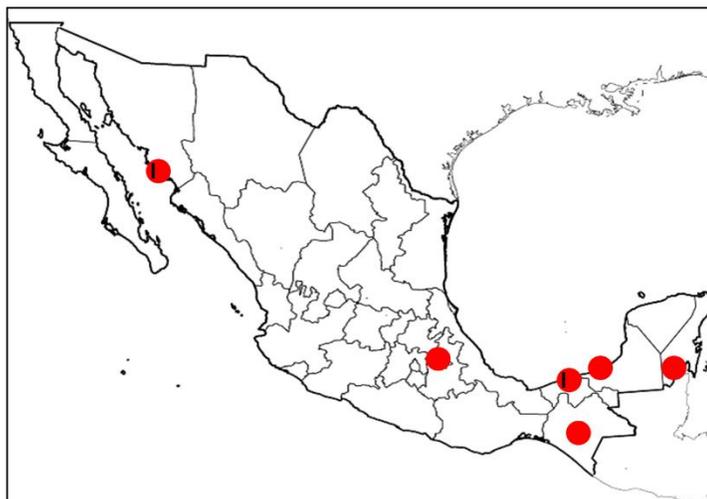


Figura 9. Sitios seleccionados dentro de la república mexicana para la comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos

En la tabla 11 se observa que los promedios de la concentración de Cd más altos se encuentran en los Pantanos de Centla Tabasco (1.3 mg kg^{-1}) y en la Laguna Costera de Tóbari, en el estado de Sonora (1.1 mg kg^{-1}). Por el contrario, los promedios más bajos fueron registradas en el Río Grijalba en Chiapas (0.21 mg kg^{-1}) y el Río Zahuapan (0.09 mg kg^{-1}), los cuales son ligeramente más bajos que el valor promedio de los sedimentos superficiales de Isla del Carmen (0.26 mg kg^{-1}).

De igual forma, los valores máximos de Cd se presentan en la Laguna Costera de Tóbari (2.8 mg kg^{-1}) y los Pantanos de Centla (2.3 mg kg^{-1}), mientras que el máximo encontrado en las muestras de la Isla del Carmen (0.64 mg kg^{-1}) es 4 y 3 veces menor a lo reportado en estos sitios.

Tabla 11. Concentraciones de Cd en muestras de sedimento de diferentes sitios en México

Estado	Lugar	Promedio	Intervalo	Referencia
Campeche*	Isla del Carmen	0.26	0.09-0.64	Este Estudio
Chiapas	Río Grijalva	0.21	0.06-1.2	(Alvarado et al, 2014)
Quintana Roo	Cuenca del Río Hondo	0.54	0.30-0.75	(Tun-Canto et al, 2017)
Sonora	Laguna costera Tóbari	1.1	0.04-2.8	(Vargas et al, 2017)
Tabasco	Pantanos de Centla	1.3	0.43-2.3	(Pérez et al, 2013)
Tlaxcala	Río Zahuapan	0.09	0.01-0.72	(Soto et al, 2011)

Nota: Las concentraciones se encuentran en mg kg⁻¹.

Al comprar los valores promedio de las seis áreas (tabla 11) con los límites establecidos por las guías de la SEMARNAT, ANZECC y NOAA, se observa que ninguno de estos valores rebasa los límites propuestos (0.09 - 1.3 mg kg⁻¹; Tabla 12). Sin embargo, al analizar los valores máximos de cada área se distingue que al menos la Laguna de Tóbari y los Pantanos de Centla rebasaron el límite mínimo establecido por la ANZECC y la NOAA al registrar valores máximos de 2.8 y 2.3 mg kg⁻¹. Mientras que el Río Grijalva, la Cuenca del Río Hondo, el Río Zihuapan y la Isla del Carmen solo rebasaron el valor LEL establecido por la NOAA, al registrar valores máximos de 1.20, 0.75, 0.72 y 0.64 respectivamente.

Tabla 12. Comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos contra la legislación aplicable

Estado	Lugar	Metal	Media	intervalo	Guías					
					SEMARNAT		ANZECC		NOAA	
					UARC	UI	ISQG bajo	ISQG alto	LEL	SEL
Campeche*	Isla del Carmen	Cd	0.26	0.09- 0.64						
Chiapas	Río Grijalva	Cd	0.21	0.06- 1.2						
Quintana Roo	Cuenca del Río Hondo	Cd	0.54	0.30- 0.75	37	450	1.5	10	0.6	10
Sonora	Laguna Costera Tóbari	Cd	1.1	0.04- 2.8						
Tabasco	Pantanos de Centla	Cd	1.3	0.43- 2.3						
Tlaxcala	Río Zahuapan	Cd	0.09	0.01- 0.72						

Nota: Las concentraciones se encuentran en mg kg⁻¹.

9.3 Comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos con estudios realizados en diferentes países.

El uso de los sedimentos para la inferencia de fuentes de contaminación es cada vez más común. A continuación, se muestra un comparativo de las concentraciones de Cd en sedimentos de estudios realizados en diferentes partes del mundo (figura 10).

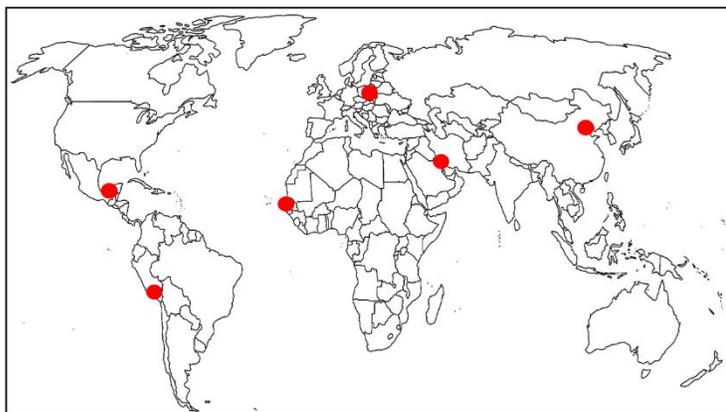


Figura 10. Sitios seleccionados en diferentes países del mundo para la comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos

En la tabla 13 se observa que los promedios de las concentraciones de Cd más altos se registran en la provincia de Juzestán Irán y el Mar de Bohai China, al reportar valores de 3.8 y 2.9 mg Kg^{-1} respectivamente. Por el contrario, los promedios más bajos se observan en el río Coata en Perú y en el delta del río Saloum en Senegal (0.16 y 0.03 mg kg^{-1}), mientras que, en comparación con estos valores, el promedio de Cd en Isla del Carmen (0.64 mg kg^{-1}) es ligeramente más alto.

Los valores máximos de Cd (tabla 13) se observaron en el Mar de Bohai, la Provincia de Juzestán y el Río Wislok en Polonia (i.e. 10.8 , 4.0 y 0.93 mg kg^{-1} respectivamente). En comparación, la concentración máxima de Cd (0.64 mg kg^{-1}) en Isla del Carmen fue 17, 6 y 1 veces más pequeño a lo reportado en los lugares anteriormente mencionados.

Tabla 13. Comparación de las concentraciones de Cd reportados alrededor del mundo

País	Lugar	Promedio	Intervalo	Referencia
China	Mar de Bohai	2.9	0.51-10.8	(Zhua et al, 2020)
Irán	Provincia de Juzestán	3.8	3.4-4.0	(Saadatia et al, 2020)
México	Isla del Carmen	0.26	0.09-0.64	Este estudio
Perú	Río Coata	0.16	0.00-0.33	(Quispe et al, 2019)
Polonia	Río Wisłok	0.57	0.01-0.92	(Zajeziarska et al, 2018)
Senegal	Delta del Saloum	0.03	0.02-0.03	(Bodin et al, 2013)

Nota: Concentraciones reportadas en mg Kg⁻¹.

Al comparar los valores promedio de Cd con los límites establecidos por la legislación nacional e internacional se observa que Irán y China sobrepasan 3 y 6 veces los límites inferiores de la ANZECC y la NOAA. En el caso de Polonia, México, Perú y Senegal, sus valores promedio de Cd se encuentran por debajo de los límites inferiores de las guías utilizadas.

Por otra parte, al comparar los valores máximos de Cd registrados en cada país contra la legislación aplicable (Tabla 14), se observa que China sobrepasa los límites máximos de la ANZECC y la NOAA, al registrar un valor máximo de 10.8 mg Kg⁻¹. Asimismo, Irán sobrepasa 3 y 7 veces los límites inferiores de la ANZECC y la NOAA, en tanto que Polonia y México sobrepasaron 2 y 1 veces el límite inferior establecido por la NOAA. Por último, las concentraciones de Cd en Perú y Senegal estuvieron por debajo de los límites inferiores de todas las guías.

Tabla 14. Comparación de las concentraciones de Cd en sedimentos por país contra la legislación aplicable

País	Lugar	Metal	Media	intervalo	Guías					
					SEMARNAT		ANZECC		NOAA	
					UARC	UI	ISQG bajo	ISQG alto	LEL	SEL
China	Mar de Bohai	Cd	2.9	0.51-10.8						
Irán	Provincia de Juzestán	Cd	3.8	3.4-4.0						
México	Isla del Carmen	Cd	0.26	0.09-0.64	37	450	1.5	10	0.6	10
Perú	Río Coata	Cd	0.16	0.00-0.33						
Polonia	Río Wisłok	Cd	0.57	0.01-0.92						
Senegal	Delta del Saloum	Cd	0.03	0.02-0.03						

Nota: Concentraciones reportadas en mg Kg⁻¹.

9.4 Comparación entre la NOM-147-Semarnat/ SSA1, 2004 y los criterios establecidos por la ANZECC y la NOAA.

Al realizar la comparación de las concentraciones de Cd observadas en los sedimentos superficiales de Isla del Carmen, México contra otros sitios en el mundo, destaca que los valores de Cd establecidos en la NOM-147-Semarnat/ SSA1, 2004 se encuentran muy por arriba a los criterios propuestos a nivel internacional, poniendo en duda su eficacia. Por ejemplo, para considerar que los sedimentos de un sitio están contaminados por Cd deben presentar valores de 4 a 45 veces más altos a los propuestos en las guías internacionales. Por tanto, se debe considerar la revisión de la NOM-147-Semarnat/ SSA1, 2004 para que incluya valores de Cd y otros metales pesados, que sean específicos para los sedimentos. En este sentido, si se aplicaran los criterios de la NOM-147-Semarnat/ SSA1, 2004 para evaluar la contaminación por Cd en los sedimentos de la Provincia de Juzestán, Irán (Tabla 14) se concluiría que el sitio no necesita remediación, cuando el estudio de Saadatia et al (2020) sugiere que los niveles de Cd en los sedimentos de este sitio pueden poner en riesgo a la biota local, debido a que recibe la descarga directa de aguas residuales de industrias petroquímicas y cloro-alcálinas, áreas urbanas y agua de lastre de los barcos que llegan a la bahía de Mousa.

10. Conclusiones

- Las concentraciones de Cd encontradas en los sedimentos superficiales de Isla del Carmen no rebasaron los límites máximos permitidos por la NOM-147-Semarnat/ SSA1, 2004 y las guías internacionales, por lo que la flora y fauna poseen un riesgo toxicológico aceptable por la exposición al metal con base en los límites actuales. Sin embargo, se deben seguir monitoreando las concentraciones de Cd y de otros metales pesados para evitar el aumento de estos en la biota de la isla.
- Se deben de establecer criterios guía para la calidad de sedimentos en México, ya que actualmente no se cuenta con una legislación donde se evalué los límites permisibles de contaminantes en sedimentos, como el Cd, que servirían para prevenir riesgos o peligros tanto en la biota de los ecosistemas como en la salud de la población mexicana.

11. Referencias

1. Aburto, A.M., Ortiz, I. y Hernández, E., (2017) *Prevalence of Enterobacteriaceae and contaminants sur vey in sediments of the Atoyac River*. Tecnología y ciencias del agua, Vol. 8 (3), págs. 27-37.
2. Agudelo, C.M., Bolívar, J., Polanía, J., Urrego, L.E., Yepes, A., Sierra, A., (2015), *Structure and floristic composition of mangroves in the Bahía de Cispatá, Colombian Caribbean*, Revista de Biología Tropical, Vol. 64, págs 1137-1147.
3. Aguirre, R.G., Morales, L.M.M., (2005), Análisis espectral del arrecife coralino de Cayos Arcas, Campeche, México. Investigaciones geográficas, Vol. 57, págs. 7-20.
4. Alvarado, A.V.A., Ilizaliturri, H.C.A, Martínez, S.R.I., Torres, D.A., (2014), *Riesgos ambientales y de salud por metales (cadmio y mercurio) presentes en suelos y sedimentos del río Grijalva, Montañas, pueblos y agua*. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva, edición 1, págs. 240-256.
5. Amer, R.A., Yasser, A.F.R., (2014), *Hydrocarbonoclastic marine bacteria in Mediterranean Sea, El-Max, Egypt: isolation, identification and site characterization*, Jokull Journal, Vol. 64, págs. 223-249.
6. Anda, M.H., Gómez, M.G., 2016, *The challenge of fiscal policy in the face of an oil industry unstable. The case of Ciudad del Carmen, Mexico*, Revista En-Contexto, Vol. 6, págs. 233-258.
7. ANZECC, (2000). *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*. 24/07/2020, Sitio web: <https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/anzecc-armcanz-2000-guidelines-vol1.pdf>
8. Arceo, D.C., Gamboa, E., Teutli, C.H., Badillo, M.A., Herrera, J.A.S., (2016), *Fish as an indicator of ecological restoration of mangroves on the north coast of Yucatán*, Vol. 87, págs. 489-496.
9. Arreguín, F.S., (2009), *Cambio climático y el colapso de la pesquería de camarón rosado (Farfantepenaeus duorarum) de la sonda de Campeche*, Cambio Climático en México un Enfoque Costero y Marino, págs. 399-410.
10. Bernhoft, R.A., (2013), *Cadmium Toxicity and Treatment*, The Scientific World Journal, Vol. 2013, págs. 1-7.
11. Bhuiyan, M.K.A., Qureshi, S., Billah, M.M., Kammella, S.V., Alam, Ray. S., Abu Hena, M.K., (2018) *Distribution of trace metals in channel sediment; a case study in south Atlantic coast of Spain*, Water, Air Soil Pollut, Vol. 229, págs 14.
12. Bodin, N., N'Gom-Kâ, R., Kâ, S., Thiaw, O.T., Tito, L.M., Le, F.L., Rozuel, E.C., Auger, D., Chiffolleau, J.F., (2013), *Evaluación de la contaminación por metales traza en ecosistemas de manglares de Senegal, África Occidental*, Quimiosfera, Vol. 90, págs 150-157.

13. Bojórquez, S.S., Marmolejo, R.A.J., Ruiz, F.A.C., Sánchez, G.A., Sánchez, C.J.A., Bojórquez, L.H., Pérez, B.L.H., (2017). *Trace element fluxes during the last 100 years in sediment near a nuclear power plant*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 198, págs. 343-353.
14. Buchman, M.F.M., (2008), *NOOA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1*, National Oceanic and Atmospheric Administration, págs. 34.
15. Busciol V., Álvarez M.D., Gutiérrez M.C.B., (2009), *Determinación de metales pesados en tejidos mediante espectroscopia de absorción atómica con atomización electrotrémica*, Boletín intexter (U.P.C.), N°135, págs. 17-24.
16. Cai, C., Zhao, M., Yu, Z., Rong, H., Zhang, C., (2019), Utilization of nanomaterials for in-situ remediation of heavy metal (loid) contaminated sediments: A review, Science of the Total Environment, Vol, 662, págs. 205-217.
17. Calderón, C., Aburto, O., Ezcurra, E., (2009), *El valor de los manglares*, Biodiversitas, Vol 82, págs. 1-6.
18. Camargo, M.R., Coutinho, R., (2012), *Structural characteristics of mangrove forests in Brazilian estuaries: A comparative study*, Revista de biología marina y oceanografía, Vol. 47, págs 87-98.
19. Campos, G.J.F., Crespo, J.M.G., (2018), *Spatial organization of commercial coastal fishing in the Laguna de Términos Wildlife Protection Area, Mexico*, Investigaciones geográficas, Vol. 96, págs. 1-21.
20. Canales, J.C.D., Benítez, E.O., Ceballos, R.Y.P., Jiménez, A.Z., Ponce, M.G., Mohedano, J.G.C., Ibarra, M.M., (2020), *Inter-annual diversity of birds in the shoreline of an island in the southern Gulf of Mexico*, Huitzil Revista Mexicana de Ornitología, Vol. 21, págs.1-18.
21. Castellanos, C.I.C., Velandia, C.J.R., González, C.M.A., Varela, M.D.A., Ramírez, V.E., (2018), *Aplicaciones y generalidades de un espectrofotómetro de absorción atómica AA-700 de Shimadzu*, Universidad EAN, 1a edición, 79 páginas.
22. Castillo, M.L.A., Sánchez, I.T., Vereda, E.A., García, T.A., Cano J.M.P., (2013), *Bioavailability of heavy metals in water and sediments from a typical Mediterranean Bay (Málaga Bay, Region of Andalucía, Southern Spain)*, Marine Pollution Bulletin, Vol. 76, págs. 427-434.
23. Celis, H.O., Giron, G.M.P., Ontiveros, C.J.F., Canales, D.J.C., Pérez, C.R.Y., Ward, R.D., Acevedo, G.O., Armstrong, A.J.S., Merino, I.M., (2020), *Environmental risk of trace elements in mangrove ecosystems: An assessment of natural vs oil and urban inputs*, Science of the Total Environment, Vol. 730, págs. 1-8.
24. Covarrubias, S.A., Cabriales, J.J.P., (2017), *Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación*, Revista Internacional de Contaminación Ambiental, Vol. 33, págs. 7-21.
25. Cuevas, M.H., Rosales, H.L., Márquez, G.A.Z., Carranza, E.A., (2018), *Environmental assessment of a mangrove protected area in the southeast Gulf of*

- Mexico through sediment core analysis*, Environmental Earth Sciences, Vol.73, págs. 1-12.
26. Delgado, M.R., Rivera, Y.O., Torres, J.P., Corral, A.Y.A., Flores, J.M., Santana, L.E.C., (2014), *Determinación de cadmio, cromo, plomo y arsénico en suelos superficiales urbanos de Ciudad Juárez, Chihuahua, México*, Culcyt Medio Ambiente, Vol. 54, págs. 189-207.
 27. Díaz de Neira, J.A.S., Gallastegui, G., González, L.M. y Mancebo Mancebo M. (2019). *Vocabulario de Rocas, Sedimentos y Formaciones Superficiales*. Madrid. Instituto Geológico y Minero de España. pág 81.
 28. Díaz, G.G., Botello, A.V., Ponce, G.V., (2005), *Plaguicidas organoclorados en pastos y peces de los sistemas Candelaria-Panlau y Palizada del Este, laguna de Términos, Campeche, México*, Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición, págs. 207-224.
 29. Díaz, J.M.G., (2011), *A review on the mangrove characteristics, problems and legal framework importance of mangroves, damage of human impacts and legal framework: the case Topolobampo lagoon system, Ra Ximhai*, Vol. 7, págs. 355-369.
 30. D.O.F., (2007), NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Diario Oficial de la Federación, México Distrito Federal, 02 de marzo de 2007.
 31. Echeverría, S.A., Pérez, R.C., Zaldívar, A.J., Canales, J.D., Brito, R.P., Merino, M.I., Vovides, A., (2019), *Natural regeneration of degraded mangrove sites in response to hydrological restoration*, Madera y bosques, Vol. 25, págs. 1-14.
 32. Endañú, E.H., Contreras, J.E.L., Amador, L.E.A., Guevara, E.C., Alderete, A.C., Brito, R.P., (2015), *Flora exótica naturalizada e invasora del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche: Estado actual, impactos, necesidades y perspectivas*, Problemas contemporáneos regionales del Sureste Mexicano, págs. 280-307.
 33. Escudero, M., Silva, R., Hesp, P.A., Mendoza, E., (2019), *Morphological evolution of the sandspit at Tortugueros Beach, Mexico*, Marine Geology, Vol. 407, págs. 16-31.
 34. Escudero, M., Silva, R., Mendoza, E., (2014), *Beach Erosion Driven by Natural and Human Activity at Isla del Carmen Barrier Island, Mexico*, Journal of Coastal Research, Vol. 71, págs. 62-74.
 35. Escudero, M., Silva, R., Mendoza, E., (2015), *Propuesta de indicadores para cuantificar el riesgo costero*, IX congreso "Los puertos mexicanos y su conectividad", págs. 1-12.
 36. Espinosa, L.F., Parra, J.P., Villamil, C., (2011), *Heavy metals determination in geochemical fractions of Surface sediment associated with mangroves in Ciénega*

- Grande de Santa Marta, Colombia*, Boletín de Investigaciones Marinas y costeras, Vol. 40, págs 7-23.
37. Ezcurra, E., Aburto, O., Rosenzweig, L., (2009), Los riñones del mundo: ¿por qué debemos proteger los manglares de México?, *Investigación ambiental*, Vol. 1, págs. 202-206.
 38. Flores, M.A.M., Vallejo, A.A., Flores, M.H., Guardado, X.G.X., (2010), El impacto que produce el sector turismo en los manglares de las costas mexicanas, *ContactoS*, Vol. 77, págs. 33–38.
 39. Fonseca, M., Marmolejo, Y., Zuria, I., Prieto, F., Pérez, F., Romo, C., (2017), *Cadmio en tejidos, plumas y egagrópilas de tecolote llanero de Hidalgo, México*, *Revista Iberoamericana de Ciencias*, Vol. 4, págs 144-153.
 40. Frías, E.M.G., Osuna, J.I.L., Izaguirre, G.F., Aguilar, M.J., Voltolina, D., (2010), *Lead and cadmium in organisms of commercial importance in the coastal zone of Sinaloa, Mexico: 20 years of studies*, *CICIMAR Océánides*, Vol. 25, págs. 121-134.
 41. Galván, E.G., Auvinet, G.G., (2011), *Geostatistical and Geotechnical Model of Hydrocarbon Leaking in the Seabed of Sonda de Campeche, Mexico*, *Ingeniería, investigación y tecnología*, Vol. 12, págs. 223-234.
 42. García, G.E., García, E.N., Juárez, L.F.S., Juárez, L.S., Montiel, J.M.R.G., Gómez, M.A.C., (2012), *Response of broad bean (Vicia faba L.) grown in soil polluted with different cadmium concentrations*, *Revista internacional de contaminación ambiental*, Vol. 28, págs. 119-126.
 43. García, P.P.E., Azcona, C.M.I., (2012), *Los efectos del cadmio en la salud*. *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas*, Vol. 17, págs. 199-205.
 44. Gil, F.H., Pla, A.M., Hernández, A.J., Conde, L.R.S., López, O.G., (2007) *Determinación de Metales por absorción atómica - Horno de Grafito*, recuperado de: <https://www.ugr.es/~fgil/proyecto/index.html>
 45. González, R.A.A., Cano, A.A., Cruz, R.L., Cerecedo, P.R.N., Martínez, D.L., (2018), *La transición del municipio del Carmen de la industria petrolera al turismo*, *Revista latinoamericana de turismología*, Vol. 4, págs.23-32.
 46. Guadarrama, P., Salinas, P.L., García, B.M., Endañú, H.E., Hernández, C.J., Ramos, Z.J.A., (2014), *Floristic and conservation status of remnant coastal dune pioneer vegetation of Isla del Carmen, Campeche, Mexico*, *Botanical Sciences*, Vol. 92, págs. 453-456.
 47. Hansen, A.M., Mahé, F., Corzo C.E.J., (2013), *Methodology to determine the liberation of metals from sediments to water in lakes and reservoirs*, *Revista internacional de contaminación ambiental*, Vol. 29, pág. 180-190.
 48. Hernández, C.L., Fox, C.K., Rivas, E.S., (2019), *Anthropogenic effects on the mangrove ecosystem in the coastal area of Pearl Lagoon community, Laguna de Perlas municipality*, *Revista Universitaria Del Caribe*, Vol. 22, págs. 36-41.

49. Herrera, J.A.S., Camacho, A.R., Pech, E., Pech, M., Ramírez, J.R., Hernández, C.T., (2016), *Carbon dynamics (stocks and fluxes) in mangroves of Mexico*, Terra Latinoamericana, Vol. 34, págs. 61-72.
50. Herrera, J.A.S.‡, Teutli, C.H., (2017), *Carbono azul, manglares y política pública*, Elementos para Políticas Públicas, Vol. 1, págs 43-52.
51. Hoyos, R.U.G., Ligia, E., Lema, T.A., (2013), *Natural regeneration response in mangroves of the Gulf of Urabá (Colombia) to the environmental and intra-annual climate variability*. Revista de Biología Tropical, Vol. 61, págs 1445-1461.
52. Ibanga, L.B., Nkwoji, J.A., Usese, A.I., Onyema, I.C., Chukwu, L.O., (2019), *Hydrochemistry and heavy metals concentrations in sediment of Woji creek and Bonny estuary, Niger Delta, Nigeria*, Regional Studies in Marine Science , Vol. 25, págs.1-11.
53. INEGI, (2020), Cuéntame de México, Fecha de revisión: 31/10/2020, en la página <http://200.23.8.213/monografias/informacion/Camp/Poblacion/default.aspx?tema=ME&e=04>
54. Kantún, F., (2020), Aguas residuales contaminan Laguna de Términos en Ciudad del Carmen, PorEsto, recuperado de: <https://www.poresto.net/campeche/2020/11/8/aguas-residuales-contaminan-laguna-de-terminos-en-ciudad-del-carmen-221891.html>
55. Khorasanipour, M., Tangestani, M.H., Naseh, R., Hajmohammadi, H., (2012), *Chemical Fractionation and Contamination Intensity of Trace Elements in Stream Sediments at the Sarcheshmeh Porphyry Copper Mine, SE Iran*, Mine Water Environ, Vol. 31, págs. 199-213.
56. Kumar, V., Sharma, A., Pandita, S., Bhardwaj, R., Kumar, T.A., Cerda, A., (2019). *A review of ecological risk assessment and associated health risks with heavy metals in sediment from India*. International Journal of Sediment Research, Vol. 35, págs. 516-526.
57. Kye, M., Turner, A., (2019), *Mobilization and bioaccessibility of cadmium in coastal sediment contaminated by microplastics*, Marine Pollution Bulletin, Vol. 146, págs. 940-944.
58. Laino, R.M.G., Bello, R.M., González, M.E., Ramírez, N.M., Jiménez, F.O., Musálem, K.C., (2015), *Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala*, Tecnología y Ciencias del Agua, Vol. 6, págs. 61-74.
59. Lana, N.B., Koch, E., D 'Angelo, J.A., Ciocco, N.F. y Altamirano, J.C., (2014) *Sediment physicochemical properties condition pollutant association: a multivariate study of polybrominated diphenyl ethers on the Mendoza River irrigation areas*. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo, Vol. 46 (2), págs. 57-71.

60. Landero, N. de la C., Alderete, Á.A., Laffón, S.L., (2013), *Accumulation of heavy metals in sediments of mangrove ecosystem in Laguna de Terminos, Campeche, Mexico*, *Foresta Veracruzana*, Vol. 15 (1), págs.25-30.
61. Libes, M.S. (2009). *Introduction to Marine Biogeochemistry*. California, USA: ELSEVIER. pág. 328.
62. Londoño, L.F.F., Londoño, M.P.T., Muñoz, F.G.G., (2016), *Risk of heavy metals in human and animal health*, *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, Vol 14, págs.145-153.
63. Lovelock, C.E., Cahoon, D.R., Friess, D.A., Guntenspergen, G.R., Krauss, K.W., Rogers, K., Saunders, M.L., Sidik, F., Swales, A., Saintilan, N., Thuyen, L.X., Triet, T., (2015). *The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise*. *Nature*. 526, 559–563.
64. Mandal, P., (2017), *An insight of environmental contamination of arsenic on animal health*, *Emerging Contaminants*, Vol. 3, págs. 17-22.
65. Márquez, A., Torres, V., Bolongaro, A., (2008), *Estudio de la dinámica costera del litoral norte del municipio del Carmen, Campeche*, *Universidad Autónoma del Estado de Morelos*, págs. 522.
66. Martínez, E., (2017), *Análisis de Metales por Espectrofotometría Atómica*, *Microlab Industrial*, recuperado de: <http://www.microlabindustrial.com/blog/analisis-de-metales-por-espectrofotometria-atmica>
67. Martínez, F.K., Souza, V.A., Bucio, L.O., Gómez, L.E.Q., Gutiérrez, M.C.R., (2013), *Cadmium: effects on health. Cellular and molecular response*, *Acta Toxicol. Argent*, Vol. 21 (1), págs. 33-49.
68. Martínez, Z., González, M. (2017). *Contaminación de suelos agrícolas por metales pesados, zona minera El Alacrán, Colombia*. *Temas Agrarios*, Vol. 22(2), págs. 21-31.
69. Mehaur, S., Filatova, T., Dastgheib, A., de Ruyter van Steveninck, E., Ranasinghe, R., (2018). *Quantifying economic value of coastal ecosystem services: a review*. *J. Mar. Sci. Eng.* 6 (1), 5.
70. Mero, M., Pernía, B., Ramírez, N.P., Bravo, K., Ramírez, L., Larreta, E., Egas, F., (2019), *Concentration of cadmium in water, sediments, Eichhornia crassipes and Pomacea canaliculata in the Guayas (Ecuador) river and tributaries*, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, Vol. 35, págs. 623-640.
71. Miller, F.J. (2013). *Chemical Oceanography*. New York, USA: CRC Press Taylor & Francis Group, pág 4.
72. Moncayo, D., Trejos, R., Maridueña, A., Castro, R., (2010), *Levels of mercury, cadmium and lead in fisheries products of exportation*, *Revista Ciencias del Mar y Limnología*, Vol. 4, págs. 65-74.
73. Montiel, C.C., (2011), *Análisis del desarrollo social de ciudad del Carmen, Campeche, desde una perspectiva económica*, *Global Conference on Business and Finance Proceedings*, Vol. 6, págs. 910-916.

74. Moreno, G.J.M., Cerón, J.G.B., Cerón, R.M.B., Guerra, J.J.S. Amador, L.E.A., Endañú, E.H., (2010), *Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de isla del Carmen*. Unacar Tecnociencia, Vol. 4, págs. 23-39.
75. Moreno, R.T., Téllez, J.H., Monroy, M.G.F., (2012), *Influence of minerals from the tailings in the bioaccessibility of arsenic, lead, zinc and cadmium, in the mining district Zimapán, México*, Revista internacional de contaminación ambiental, Vol. 28, págs 203-218.
76. Nava, J.C.F., Arenas, P.G., Cardoso, F.M., (2018), *Integrated coastal management in Campeche, Mexico; a review after the Mexican marine and coastal national policy*, Ocean & Coastal Management, Vol. 154, págs. 34-45.
77. Niu, Y., Jiang, X., Wang, K., Xia, J., Jiao, W., Niu, Y., Yu, H., (2020). *Metaanalysis of heavy metal pollution and sources in surface sediments of Lake Taihu, China*. Science of The Total Environment, Vol. 700, págs. 1-8.
78. NOAA, (2014). *Oil Spills in Mangroves*. National Oceanic and Atmospheric Administration 20/09/20 Sitio web: http://response.restoration.noaa.gov/sites/default/Oil_Spill_Mangrove.pdf,
79. NOAA, (2020). *National Oceanic and Atmospheric Administration*, 25/07/2020 Sitio Web: <https://www.noaa.gov/about-our-agency>
80. Olguín, E.J., Hernández, M.E., Sánchez, G.G., (2007), *Hydrocarbon mangroves pollution and bioremediation, phytoremediation and restoration strategies*. Revista internacional de contaminación ambiental, Vol. 23, págs. 139-154.
81. Ortega, A.G., (2009), *Occurrence, distribution, hydrochemistry and origin of arsenic, fluoride and other trace elements dissolved in groundwater at basin scale in central Mexico*, Revista mexicana de ciencias geológicas, Vol. 26, págs. 143-161.
82. Padilla, L.S.S., García, A.L.L., (2015), *Isla, ciudad y puerto del Carmen: ¿caso de desarrollo o ejemplo de dependencia económica?*, Pasado, presente y futuro de las regiones en México y su estudio, págs. 1-30.
83. Pat, L.F., Calderón, G.G., (2012), *Caracterización del perfil turístico en un destino emergente, caso de estudio de ciudad del Carmen, Campeche*. México, Gestión Turística, Vol. 18, págs. 47-70.
84. Peláez, M.J.P., Bustamante, J.J.C., Gómez, E.D.L., (2016) *Presence of cadmium and lead in soil and its accumulation in plant tissue in brachiaria species in the middle magdalena colombian*, Luna Azul, Vol. 43, pp. 82-101.
85. Pérez, C.R., Rivera, R.K., Zaldívar, J.A., Canales, D.J., Brito, P.R., Amador, A.L., Merino, I.M., (2018), *Efecto de la restauración hidrológica sobre la productividad de raíces subterráneas en los manglares de Laguna de Términos, México*, Botanical Sciences, Vol. 96, págs. 569-581.
86. Pérez, P.E.G., Azcona, M.I.C., (2012), *Los efectos del cadmio en la salud*. Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas, Vol. 17 (3), págs. 199-205.

87. Pérez, Y.G.C., Rangel, J.R., y Gamboa, J.A., (2013), *Metals in clams and sediments in the marshes of Centla Biosphere Reserve, Tabasco, México*, Hidrobiológica, Vol. 23, págs. 01-08.
88. Quiroga, F.F.J., Flores, M.L.E.E., Tijerina, G.J.A., Harp, I.F.M., (2019), *Anuario estadístico de la minería mexicana 2018*, Servicio geológico mexicano, Vol. 2019, págs. 78,139.
89. Quispe, Y.R.F., Belizario, Q.G., Chui, B.H.N., Huaquisto, C.S., Calatayud, M.A.P., Yábar, M.P.S., (2019), *Concentration of heavy metals: chrome, cadmium and lead in surface sediments in the river coata, Peru*, Revista Boliviana de Química, Vol. 36.
90. Raju, K.V., Somashekar, R.K., Prakash, K.L., (2012). *Heavy metal status of sediment in river Cauvery, Karnataka*. Environ Monit. Assess. Vol. 184, págs. 361–373.
91. Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz. M.L., Emir, E.G.J., (2016), *Heavy metals contamination: implications for health and food safety*, Ingeniería Investigación y Desarrollo, Vol. 16, págs. 66-77.
92. Rodríguez, G.C.C., Aguirre, G.A.L., Chiriboga, F.G.C. (2016) *Corporate environmental management, its role against global climate change. shrimp, case: ecuador mangroves*, Revista Universidad y Sociedad, Vol. 8, págs 43-50.
93. Rodríguez, H.D., (2017), *Occupational poisoning due to heavy metals*, Medisan, Vol. 21, págs. 3372-3385.
94. Romo, D., (2015), *The Cantarell Oil Field and the Mexican Economy*, Problemas del desarrollo, Vol. 46, págs. 141-164.
95. Rubio, A.H.O., Mejía, L.P.F., Cortés, L.P., Ochoa, J.M.R., & De La Mora, C.O. (2018), *Heavy metals in sediments of the Bustillos Lagoon, Chihuahua, Mexico and comparison of aqua regia and hydrogen peroxide as digestion methods*. Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, Vol. 26(74), págs. 39-47.
96. Ruiz-Fernández, A.C., Rangel-García, M., Pérez-Bernal, L.H., López-Mendoza, P.G., Gracia, A., Schwing, P., Hollander, D., Páez-Osuna, F., Cardoso-Mohedano, J.G., Cuellar-Martinez, T., Sanchez-Cabeza, J.A., (2019), *Mercury in sediment cores from the southern Gulf of Mexico: Preindustrial levels and temporal enrichment trends*, Marine Pollution Bulletin, Vol. 149, págs. 1-13.
97. Ruiz, J.D.R., López, G.D.M., Cabrera, R.J.G., (2018), *Mangroves, tourism development and climate change in Playa del Carmen, heart of the mexican caribbean*, Cuadernos de Biodiversidad, Vol. 55, págs. 28-40.
98. Saadatia, M., Soleimania, M., Sadeghsabab, M., Reza, M.H., (2020), *Bioaccumulation of heavy metals (Hg, Cd and Ni) by sentinel crab (Macrophthalmus depressus) from sediments of Mousa Bay, Persian Gulf*, Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 191, págs. 1-7.

99. Sánchez, N., Subero, N., Rivero, C., (2011), *Determination of the adsorption of cadmium by adsorption isotherms in agricultural soils venezuelans*, Acta Agronómica, Vol. 60, pp. 190-197.
100. Sanvicente, L.A., Rodríguez, R.V., Lemus, E.S., Alatorre, M.M., Reguero, M., (2018), *Seasonal variations of the chiton community structure (Mollusca: Polyplacophora) in a rocky intertidal shore from the southern Gulf of Mexico*, Revista de biología marina y oceanografía, Vol. 53, págs. 19-26.
101. Sanz-Prada, L., García, O.E., Roqueñí, N., Grande, G.J.A, Loredó, J., (2020). *Geochemical distribution of selected heavy metals in the Asturian coastline sediments (North of Spain)*. Marine Pollution Bulletin, Vol. 156, págs.1-9.
102. Sayka, J., Strezov, V., (2017) *Water quality assessment of Australian ports using water quality evaluation índices*, Plos one, Vol. 12, págs 1-9.
103. Sepúlveda, L.D., Lecomte, K.L., Pasquini, A.I., Mansilla, E.G., Chaparro, M.A.E., (2019), *Propiedades geoquímicas y magnéticas de sedimentos como indicadores de contaminación. Caso de estudio: río Suquía, Córdoba, Argentina*, Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, Vol. 36 (2), págs. 183-194.
104. Shi, C., Ding, H., Zan, Q., Li, R., (2019). *Spatial variation and ecological risk assessment of heavy metals in mangrove sediments across China*, Marine Pollution Bulletin, Vol 143, págs. 115-124.
105. Solano, E.P., Cortés, M.F., Martínez, R.J.B., Hernández, E.M. (2015), *Ordenamiento territorial y los nuevos esquemas de PEMEX en la Laguna de Términos, Campeche*, Problemas contemporáneos regionales del Sureste Mexicano, págs. 37-65.
106. Solano, E.P., Frutos, M.C., Martínez, R.J.B., (2015), *Sectores productivos y espacios de conflicto: pesca y petróleo en la sonda de campeche*, Pasado, presente y futuro de las regiones en México y su estudio, págs. 1-23.
107. Soto, B.M., Rodríguez, A.L., Olivera, M., Arostegui, V.S.; Colina, C.N., Garate J.Q. (2020), *Health risks due to the presence of heavy metals in agricultural products cultivated in areas abandoned by gold mining in the Peruvian Amazon*, Scientia Agropecuaria, Vol 11(1), págs. 49-59.
108. Soto, O.C., Carrillo, J.A.C., Suárez, J.S., (2011), *Concentraciones de metales y metaloides en sedimentos del río Zahuapan, Tlaxcala, México*, primera edición, págs 57-78
109. Soumbane, C.D., Diouf, M., Abdoul, A.S., Karibuhoye, C., (2020), *The Jool a civilization and the management of mangroves in Lower Casamance, Senegal*, Revue d'ethnoécologie, Vol. 17, págs. 1-20.
110. Tejada, C.T., Villabona, A.O., Garcés, L.J., (2015), *Adsorption of heavy metals in waste water using biological materials*, Tecno Lógicas, Vol. 18, págs. 109-123.
111. Tun-Canto, G.E., Álvarez, L.T., Zapata, B.G., Sosa C.E., (2017). *Metales pesados en suelos y sedimentos de la zona cañera del sur de Quintana Roo, México*. Revista mexicana de ciencias geológicas, Vol. 34, págs. 157-169.

112. Valdéz, E.V., Valdez, J.I.H., Ordaz, V.M.C., Gallardo, J.F.L., Pérez, J.N., Ayala C.S., (2011), *Organic carbon assessment in mangrove soils of Nayarit*, Revista mexicana de ciencias forestales, Vol. 2, págs. 47-58.
113. Vargas, H.H.G., Arreola, J.A.L., García, J.H., Mendoza, R.A.S., Zenteno, T.S., Méndez, L.C.R., (2017), *Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central este del golfo de california*, Revista Internacional de Contaminación Ambiental, Vol. 33, págs. 7-22.
114. Vera, A., Martínez, M., (2013), *Mangrove Forest: Environment for Teaching and Learning about Ecology*, Multiciencias, Vol. 13, págs. 46-52.
115. Villalobos, G.J.Z., Mendoza, J.V., 2010, *La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (conabio)*, Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, págs. 730.
116. Wang, J., Jiang, Y., Sun, J., Ella, J., Yin, M., Fang, F., Xiao, T., Song, G., Liu, J., (2020), *Geochemical transfer of cadmium in river sediments near a lead-zinc smelter*, Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 196, págs. 1-10.
117. Xudong, W., Zhou, Y. Jiang, Y., Tsang, D., Zhang, C., Liu, J., Zhou, Y. Yin, M., Wang, J., Shen, N., Xiao, T., Chen, Y., (2020), *Health risks of metal(loid)s in maize (Zea mays L.) in an artisanal zinc smelting zone and source fingerprinting by lead isotope*, Science of The Total Environment, Vol. 742, págs. 1-10.
118. Xu, J., Zhang, J., Yao, L.V., Xu, K., Lu, S., Liu, X., Yang, Y., (2020), *Effect of soil mercury pollution on ginger (Zingiber officinale Roscoe): Growth, product quality, health risks and silicon mitigation*, Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 195, págs. 1-8.
119. Xu, M., Wang, R., Yang, X., Yang, H., (2020). *Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metal pollution in surface sediments from shallow lakes in East China*. Journal of Geochemical Exploration, Vol. 213, págs. 1-9.
120. Yepes, A., Zapata, M., Bolivar, J., Monsalve, A., Espinosa, S.M., Sierra, P.C.C., Sierra, A., (2016), *Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the Caribbean mangroves in Colombia*. Revista de Biología Tropical, Vol. 64, págs. 913-926.
121. Zajeziarska, K.M., Koszelnik, P., (2018), *Contamination of bottom sediments by lead, zinc and cadmium in Rzeszow reservoir*, Environmental Protection and Natural Resources, Vol. 29, págs. 10-15.
122. Zhong, Q., Zhou, Y., Tsang, D., Liu, J., Yang, X., Yin, M., Wu, S., Wang, J., Xiao, T., Zhang, Z., (2020) *Cadmium isotopes as tracers in environmental studies: A review*, Science of The Total Environment, Vol.736, págs. 1-9.
123. Zhua, A, Liuc, J., Qiaoc, S., Zhang, H., (2020), *Distribution and assessment of heavy metals in surface sediments from the Bohai Sea of China*, Marine Pollution Bulletin, Vol. 153, págs. 1-7.

12. Apéndice

12.1 Espectrometría de Absorción Atómica con horno de grafito

La espectrometría de absorción atómica como método instrumental permite realizar cuantificación de metales de una muestra líquida por comparación de la absorbancia de la solución muestra con la absorbancia de soluciones estándar de concentración conocida; teóricamente todos los elementos se pueden analizar por espectroscopia de absorción atómica (Castellanos et al, 2018). Para el análisis concreto de cada uno de los contaminantes se emplean diferentes técnicas analíticas:

- EAA con Llama (Cu, Zn)
- EAA con Horno de Grafito (Pb, Cd)
- EAA con Generador de Hidruros:
 - sin llama (Técnica de Vapor Frío) (Hg)
 - con llama (As, Se)

El fundamento en el que se basa el método es que, al suministrar una determinada cantidad de energía a un átomo cualquiera en estado fundamental, ésta es absorbida por el átomo de tal forma que se incrementará el radio de giro de sus electrones de la capa externa, llevando al átomo a un nuevo estado energético que llamamos excitado. Cuando éste vuelve a su estado fundamental, cede una cantidad de energía cuantitativamente idéntica a su energía de excitación, emitiendo radiaciones a longitudes de onda determinadas (Gil et al., 2007).

Los principios teóricos de la absorción atómica fueron establecidos en 1840 por Kirchhoff y Bunsen en sus estudios del fenómeno de auto-absorción en el espectro de los metales alcalinos y alcalinotérreos. La base de la espectroscopia de absorción atómica (EAA) la fundamentó Kirchhoff al formular su ley general: “cualquier materia que pueda emitir luz a una cierta longitud de onda también absorberá luz a esa longitud de onda”. En 1952 se desarrolló el primer equipo comercial de espectrofotometría de absorción atómica para la cuantificación de metales (Martínez, 2017).

Uno de los métodos de mayor sensibilidad es la EAA con Horno de Grafito (Figura 11) que permite detectar concentraciones muy bajas del analito de interés, permitiendo leer concentraciones pequeñas de ultra trazas de metales pesados; además, se requiere muy poca cantidad de muestra (i.e. microlitros) para realizar el análisis (Gil et al., 2007). En la absorción atómica por horno de grafito se realiza una atomización electrotérmica, utilizando un fuerte calentamiento de una resistencia eléctrica para atomizar por completo una alícuota de muestra. La energía requerida para la atomización es obtenida aplicando una diferencia de potencial eléctrico a través de un tubo de grafito dentro del cual ha sido colocada la muestra. En esta técnica la

temperatura exacta y la duración de cada etapa depende de la naturaleza del analito y tipo de muestra (Martínez, 2017). El proceso de calefacción transcurre en cuatro etapas:

- Secado: permite eliminar el disolvente o diluyente.
- Mineralización o Calcinación: destruye la matriz orgánica.
- Atomización: consigue llevar los átomos al estado fundamental.
- Barrido o limpieza: elimina los restos que puedan quedar en el tubo.

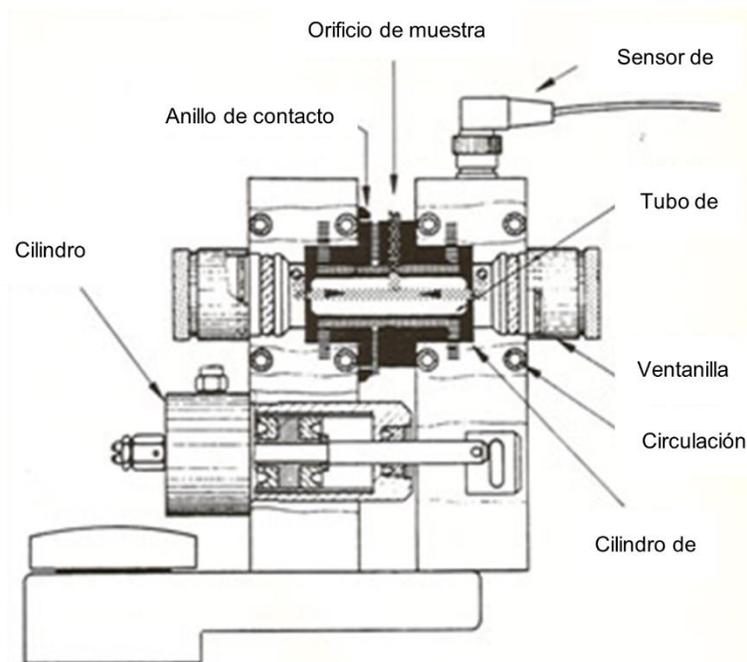


Figura 11. Sistema de EAA con horno de grafito

La espectrometría de absorción atómica es una de las técnicas analíticas con aplicaciones en diferentes áreas de la química; por ejemplo, se utilizan para análisis clínicos (metales en orina, sangre y tejidos), ambientales (monitoreo de varios elementos en agua, aire, suelos), industriales (presencia de impurezas en materiales como el concreto) y minería (contenido de metales en rocas; Castellanos et al., 2018).