



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA UNIDAD
IZTAPALAPA**

**POSGRADO DE ENERGÍA Y
MEDIO AMBIENTE**

**METALES TRAZA EN POBLACIONES DE PASTOS MARINOS (*Thalassia
testudinum*) EN LA COSTA DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA LOS PETENES
EN EL GOLFO DE MÉXICO.**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO
DE :**

**MAESTRO EN CIENCIAS (ENERGÍA Y
MEDIO AMBIENTE)**

PRESENTA:

FERNANDO VALDEZ CRUZ

CODIRECTORES:

DRA. MARGARITA ELIZABETH GALLEGOS MARTÍNEZ

DRA. PATRICIA RAMÍREZ ROMERO

México D.F., 13 diciembre de 2016

Agradecimientos

La Maestría en Ciencias (Energía y Medio Ambiente) de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, pertenece al Padrón Nacional de Posgrados de Calidad del CONACyT y cuenta con apoyo del mismo Consejo con el convenio 003893; por lo que agradece la beca recibida, a través del convenio No. 303656 para el desarrollo de esta tesis.

Esta tesis fue desarrollada gracias al apoyo recibido del proyecto **“INDICADORES DEL ESTADO DE LAS COMUNIDADES DE PASTOS MARINOS EN LA COSTA DEL GOLFO DE MÉXICO: FASE II”** apoyado por “El instituto nacional de ecología (INE), ahora INECC, según el convenio No.14712007.

Comité Tutorial

Director:

Dra. Margarita Elizabeth Gallegos Martínez. Departamento de Hidrobiología. División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana.

Co-director:

Dra. Patricia Ramírez Romero. Departamento de Hidrobiología. División de Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana

El jurado designado por la

Comisión Académica del Posgrado en Energía y Medio Ambiente de la
Unidad Iztapalapa, aprobó tesis que presento;

Fernando Valdez Cruz

Miembros del Jurado

Nombre del presidente del examen

Dr. Juan Carlos Sánchez Meza

Nombre del secretario del examen

Dra. Guadalupe Miranda Arce

Nombre del vocal del examen

Dr. Héctor Ocampo Álvarez

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Margarita E. Gallegos Martínez y a la Dra. Patricia Ramírez Romero por formar mi comité tutorial, gracias por su apoyo y confianza para realizar esta investigación y por transmitirme sus conocimientos.

A mis compañeros y amigos de generación de maestría, Edith, Octavio y Víctor.

Al laboratorio de residuos sólidos del Departamento de Biotecnología en la UAM-I, por permitirme realizar los análisis de metales.

A la Dra. Laura Calva quien me abrió las puertas y me íntegro a esta magnífica profesión.

A mis padres Ana María Cruz Rodríguez y Fernando Valdez Hernández, a mis Hermanas Valeria Valdez Cruz y Bárbara Valdez Cruz, por su apoyo incondicional y tiempo, los cuales siempre me han impulsado en todo momento de mi vida.

A mis sobrinos Raúl y Renata por ser parte de mis principales motivaciones.

A Ana Rosa Arcos por su apoyo y tiempo incondicional, quien me impulso y me motivo en esta etapa de mi vida.

Al Equipo y amigos de trabajo de laboratorio de pastos y bentos, quienes han sido parte de esta etapa de mi formación profesional, les agradezco, su tiempo, confianza, apoyo, conocimiento y amistad, a Romeo, Doctorcita Kena, Emilio, Gabriela, Ivanhoe, Manuel, Anai, Javier, Iliana y Guille aaah y a Monse.

A mis amigos que siempre están presentes, Gabriela, Mónica, Manual, Néstor, Fernanda, Mauricio, Erick, Yolo, German, Mario y Fidel.

Infinitamente gracias a todos incluidas las personas que directamente e indirectamente me apoyaron.

Índice

1. Introducción	1
1.1. Marco Teórico	2
1.1.1. Metales	2
1.1.2. Bioindicador	17
1.1.3. Pastos Marinos	19
1.1.4. Antecedentes	21
1.1.5. Planteamiento del Problema	25
2. Hipótesis	26
3. Objetivo General	26
4. Objetivos Particulares	26
5. Área de Estudio	27
5.1. Reserva de la Biosfera los Petenes (RBLP):	27
6. Metodología	29
6.1. Estrategia de muestreo.	29
6.2. Laboratorio	31
6.2.1. Análisis granulométrico de sedimentos.....	31
6.2.1. Determinación de Carbono Orgánico (C.O. %).....	33
6.2.2. Metales traza.	34
7. Resultados y Discusión.....	36
7.1. Parámetros fisicoquímicos:	36
7.2. Textura de los sedimentos	36
7.3. Carbono orgánico	42
7.4. Metales.....	44
7.5. Componentes principales ACP.....	62
8. Conclusiones	65

9. Bibliografía.....	68
----------------------	----

Índice de figuras

Figura. 1. <i>Thalassia testudinum</i> . a) Dibujo Cortesía de M. S. Fonseca. b) Fotografía de <i>Thalassia testudinum</i> tomada en la Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP).....	19
Figura 2. Reserva de la Biosfera los Petenes (tomado de CONANP 2006)	28
Figura 3. Sitios de muestreo en la Reserva de la biosfera (Mapa tomado de Google Earth).....	29
Figura 4. Nucleador (a) y malla de tamizado (b) para pastos marino.....	30
Figura 5. Nucleador de acero inoxidable (a) y nucleó de acrílico para carbono orgánico (b)	31
Figura 6. Tamizadora y tamices para el fraccionamiento de las muestras	32
Figura 7. Proceso de muestras de Carbono orgánico	33
Figura 8. Espectrómetro de absorción atómica - SHIMADZU AA-6300	34
Figura 9. Porcentajes totales de las estaciones de fuera (A) y orilla (B) por tamaño de sedimento (gránulos, arenas y sedimento fino).....	38
Figura 10. Distribución de los sedimentos carbonatados y terrígenos en la plataforma continental del Golfo de (tomado de Ewing et al., 1958) y el área de investigación.....	39
Figura 11 Porcentaje de sedimento fino (%) de las estaciones de orilla (A I) y fuera (B I) en la Reserva de Petenes.....	40
Figura 12 Porcentaje de Carbono orgánico (%) de las estaciones de orilla (A II) y fuera (B II) en la Reserva de Petenes.....	43
Figura 13. Porcentaje de sedimento fino y carbono orgánico en los sedimentos de la RBLP.	44

Figura 14. Concentraciones de Pb m/mg en los tejidos (R-rizomas y H-hojas) y S-sedimentos de <i>Thalassia testudinum</i> en la RBLP.....	46
Figura 15. Concentraciones de Cd m/mg en los tejidos (R-rizomas y H-hojas) y S-sedimentos de <i>Thalassia testudinum</i> en la RBLP.....	48
Figura 16. Concentraciones de Pb y Cd en sedimento y en los tejidos de <i>Thalassia testudinum</i> , por zona de muestreo (Orilla y fuera), en la RBLP.	54
Figura 17. Concentraciones de Pb y Cd en sedimento y en los tejidos de <i>Thalassia testudinum</i> , por zona de muestreo (Orilla y fuera), en la RBLP.	55
Figura 18. Instalaciones costa afuera: complejos de plataformas, oleoductos y monoboyas para la carga de buques tanque. Las líneas claras indican oleoductos, las gruesas gasoductos. (modificada de PEMEX, 2002a).....	57
Figura 19. Factor de Bioacumulación (FBC) de metales traza en <i>Thalassia testudinum</i> , en la Reserva de la Biosfera los Petenes.....	60

Índice de tablas

Tabla 1. Contenido de metales en sedimentos y hojas en diferentes especies de pastos marinos en distintas localidades	24
Tabla 2. Escala de tamaños de Wentworth (1922).....	32
Tabla 3. Porcentaje de texturas de los sedimentos por estación de la RBLP	37
Tabla 4. Porcentajes totales promedios, desviación estándar, máximos y mínimos de la textura de los sedimentos de la RBLP.....	37
Tabla 5. Promedio, desviación estándar y máximos y mínimos de Carbono orgánico de estaciones de orilla (A) y fuera (B).....	43
Tabla 6. Concentraciones de Cd (mg/g) en sedimentos de la RBLP comparados con valores de referencia (TEL y PEL) de la NOAA (2008).....	51
Tabla 7. Concentraciones de Pb (mg/g) y sedimentos comparados con valores de la NOAA (TEL y PEL) en la RBLP.....	51
Tabla 8. Concentraciones de Pb y Cd (promedios, desviación estándar, mínimos y máximos) en los tejidos (R = rizomas y H = hojas) y sedimentos (S) de <i>Thalassia testudinum</i> en la RBLP	52

Resumen

Los metales traza son elementos químicos que tienen como característica una alta toxicidad en concentraciones bajas. Debido a que estos metales son utilizados principalmente en el proceso de extracción de petróleo, su vertimiento accidental y la utilización en diferentes procesos de industrias manufactureras, ha aumentado la contaminación de los ecosistemas circundantes. En el presente trabajo, se realizó un estudio para cuantificar la concentración de metales traza existentes en las praderas marinas de pastos más grandes y mejores conservadas de México, localizadas dentro de la Reserva de la Biosfera Los Petenes en el estado de Campeche. Estas praderas tienen cercanía con varios sitios de exploración y extracción de petróleo, además con las actividades urbanas de la ciudad de San Francisco de Campeche, por lo que están expuestas a contaminación accidental con estos elementos tóxicos. El diseño del muestreo contempló dos transectos; uno cercano a la línea costera y otro a una distancia de 8 km de la línea de costa. La cuantificación de los metales traza se realizó en el sedimento y tejidos (hojas y rizomas) de los Pastos marinos de la especie *Thalassia testudinum* con un espectrofotómetro de absorción atómica (USEPA SW846 7000B). Las concentraciones de Pb fueron mayores en todos los sitios de muestreo, tanto en sedimento como en los rizomas (5.711 - 5.854mg/g y 5.592 – 5.737 mg/g), en comparación con las hojas, que tuvieron concentraciones bajas (0.002-0.094 mg/g). Para el Cd las concentraciones fueron bajas, presentado pequeñas diferencias entre los sedimentos y los tejidos del pasto marino. Así mismo, la distribución espacial de las concentraciones de Pb y Cd fueron diferentes en las praderas marinas. Específicamente se encontró una mayor concentración de Pb y Cd en los sitios alejados a la costa; en su mayoría en estos sitios los sedimentos están compuestos de material calcáreo y bajo contenido de materia orgánica por lo que los procesos de adsorción de metales al sedimento no son favorecidos. Este resultado implica que la presencia de estos metales en estos sitios puede tener un origen antropogénico y su fuente más probable sean los sitios de exploración y extracción de petróleo en zonas aledañas. Las concentraciones encontradas de estos elementos estuvieron por debajo de los valores límites para provocar efectos tóxicos en las comunidades de pastos marinos, publicados por la NOAA de acuerdo a los valores permitidos del TEL y PEL. De acuerdo

con los valores de referencia (Noriega, 2001) se considera una zona no contaminada. A pesar de tener valores por debajo de los niveles que puedan causar efectos tóxicos y considerar una zona no contaminada, se recomienda para monitorear la presencia de estos contaminantes, ya que estos elementos pueden biomagnificarse en este importante ecosistema de México.

Abstract

Trace metals are chemical elements with a characteristic high toxicity at low concentrations. Because these metals are mainly used in the oil extraction process, its accidental release and use in different manufacturing processes, has increased contamination of surrounding ecosystems. In this paper, a study was conducted to quantify the concentration of trace metals in existing seagrass largest and best preserved of Mexico pastures, located within the Biosphere Reserve Los Petenes in the state of Campeche. This meadow has a proximity to several sites exploration and extraction of oil, in addition to urban activities in the city of San Francisco de Campeche, which is exposed to accidental contamination with these highly toxic elements. The sampling design included two transects; one near the coastline and another at a distance of 8 km from the coastline. The quantification of trace metals in the sediment was performed and tissue (leaves and rhizomes) of seagrasses *Thalassia testudinum* with an atomic absorption spectrophotometer (USEPA SW 846 7000 B). Pb concentrations were higher in all sampling sites, both sediment and rhizomes (5.711 - 5.854mg / g 5592-5737 mg / g), compared to the leaves, which had minimal concentration (0002-0094 mg / g). For Cd concentrations were low, presented small differences between sediments and tissues of seagrass. Likewise, the spatial distribution of Pb and Cd concentration was different in the seagrass. Specifically, a higher concentration of Pb and Cd was found in remote sites to the coast; these sites mostly sediments are composed of calcareous material and low organic matter content so the adsorption of metal sediment is not favored. This result implies that the presence of these metals in these sites may have an anthropogenic origin and are most likely

source sites exploration and extraction of oil in surrounding areas. The concentrations of these elements were found below the limit values to cause toxic effects on marine biota according to the allowed values of the TEL and PEL. Also according to reference values (Noriega, 2001) it is considered uncontaminated area. Despite having scores below the levels that can cause toxic effects and considering unpolluted area, it is recommended to monitor the presence of these contaminants as these elements can biomagnify in this important ecosystem of Mexico.

1. Introducción

El crecimiento poblacional ha traído consigo el desarrollo urbano e industrial, paralelo a esto se ha visto un aumento en la contaminación por la generación de desechos tanto urbanos como industriales, hoy en día esta contaminación es un problema a nivel mundial que afecta a todo el medio ambiente incluyendo el ambiente marino.

Los contaminantes llegan a los sistemas acuáticos por diferentes rutas entre las cuales podemos mencionar; las descargas industriales, los desechos procedentes de la agricultura y las actividades urbanas, así como aquellos desechos o contaminantes que son transportados por el aire para posteriormente depositarse en el agua. (Valitutto, et al, 2006)

En el ambiente marino, las zonas costeras son las más afectadas por contaminación. Las zonas costeras son ecosistemas fluctuantes caracterizados fundamentalmente por la mezcla de aguas continentales y marinas. La intensidad y frecuencia de esta combinación, determina en su mayor parte los cambios estacionales de las propiedades químicas del agua y de las poblaciones biológicas que las habitan (Ketchum, 1954; Postma, 1967; Margalef, 1969). Sin embargo, este tipo de ambientes acuáticos son particularmente sensibles a la contaminación porque las mezclas de agua dulce y agua salada producen cambios químicos que tienden a precipitar los contaminantes y por lo tanto estos quedan atrapados en los sedimentos.

Los contaminantes más importantes son los plaguicidas, hidrocarburos fósiles, metales y bacterias coliformes, ya que afectan el desarrollo de los organismos marinos e inclusive la salud humana, sobre todo por medio de especies que son consumidas directamente (Calva, 1997).

El estudio de metales traza como contaminantes tiene gran importancia debido a que muchos son tóxicos en concentraciones muy pequeñas como es el Plomo, Cadmio, Cromo y Mercurio entre otros. Sin embargo, sabemos que los metales traza los encontramos naturalmente en la corteza terrestre y que algunos forman parte del funcionamiento del metabolismo de los organismos. Por ello, es necesario cuantificar

los niveles de metales traza para saber si las concentraciones que existen en un ecosistema, son o no tóxicas y si provienen de origen natural o antropogénico y para conocer las condiciones de dicho ecosistema.

En este estudio se determinaron las concentraciones de algunos metales traza, tanto esenciales como no esenciales, en el pasto marino *Thalassia testudinum*, en la Reserva de la Biosfera los Petenes; el área natural protegida que posee el mayor y mejor conservado ecosistema de pasto marino, pero que está expuesto a diversas actividades petroleras y urbanas de Campeche.

1.1. Marco Teórico

1.1.1. Metales

Se les ha denominado metales pesados debido a que estos elementos se caracterizan por ser altamente tóxicos a concentraciones elevadas, tener una densidad igual o mayor a los 5 g/cm³ y están ubicados en el grupo B (elementos de transición) y en los periodos 4, 5 y 6 de los grupos III y IV del grupo A de la tabla periódica (Jiménez 2002). Es importante destacar que dentro de esta clasificación también pueden encontrarse metaloides con propiedades químicas diferentes a los metales pesados. (Volke, *et al*, 2005). Debido a esto, lo correcto es llamarlos “metales traza”, ya que en el ambiente suelen estar en concentraciones muy pequeñas, en el orden de partes por millón (ppm) o partes por billón (ppb).

Los metales traza se clasifican, con base en su función en los seres vivos, en dos grupos:

Metales esenciales: aquéllos cuya presencia es indispensable para llevar a cabo las funciones vitales y cuyo efecto en el organismo no puede ser sustituido por otro elemento. Es importante mencionar que aunque sean considerados como esenciales, un aumento desmedido en las concentraciones presentes en un organismo puede

causar alteraciones en las funciones del hierro, cobre, zinc y manganeso, por ejemplo (Cervantes y Moreno 1999).

Metales no esenciales: aquéllos cuya presencia ocasiona la pérdida del equilibrio homeostático del organismo, además de que no presentan ninguna actividad fisiológica benéfica y por lo tanto representan un peligro para el desarrollo de los organismos vivos. Entre los metales no esenciales de mayor importancia encontramos el cadmio, el mercurio y el plomo.

Las fuentes de metales se clasifican en naturales y antropogénicas; las primeras pueden ser clasificadas por su origen, ya sea producto del intemperismo de las rocas, la desgasificación, el vulcanismo terrestre, submarino y los procesos relacionados con los sedimentos marinos.

Con relación a las fuentes antropogénicas se mencionan las actividades que comprenden la industria minera-metalúrgica, la producción y el uso de fertilizantes y pesticidas, la extracción y refinado de petróleo y las aguas de desecho doméstico e industrial; se ha logrado establecer que los metales traza llegan al medio marino a través de las aguas de escurrimiento, atmósfera, ríos y desde el mismo fondo marino (Páez 1996), una vez dentro del medio suelen permanecer en forma soluble o particulada tendiendo finalmente a precipitarse hacia el fondo (Martin e Hidayathulla 2008).

En sistemas acuáticos, los metales que ponen en mayor riesgo al medio ambiente son el cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc. Estos metales frecuentemente son usados en procesos industriales y de agricultura y son emitidos en lugares donde los seres vivos entran en contacto con ellos. Estos metales también son tóxicos para el ser humano y su presencia en el ambiente pueden causar perturbaciones considerables en los ciclos biogeoquímicos (Bryan y Langton 1992; Ansari *et al.* 2004).

La toxicidad de los metales depende de varios factores, como el pH, la salinidad, la dureza, la actividad microbiana y el potencial redox por un lado; y la edad, la talla, los hábitos alimenticios y la madurez de los organismos, por el otro (Páez, 1996). Otros factores son la cantidad de carbono orgánico disuelto (DOC) y coloidal (COC) que en el

agua de mar pueden ser los factores clave en controlar el destino, transporte y biodisponibilidad de muchos metales. Se ha visto que una fracción significativa de metales disueltos en agua de mar está asociada con la materia orgánica macromolecular y coloidal (Campbell et al. 1997). La fracción biodisponible esta usualmente asociada con metales originados de aportes antrópicos, que se depositan en los sedimentos por procesos de adsorción y complejación química (Rosales. *et al* 1994).

En ecología de ambientes marinos la biodisponibilidad se define como la fracción del contaminante en el agua y en el sedimento que está disponibles para la bioacumulación (Adriano, 2001), entendiendo por bioacumulación a la acumulación de contaminante en el organismo por todas las rutas posibles.

La biodisponibilidad de un metal para el ser humano es definida como la fracción que es soluble en el ambiente gastrointestinal y que por lo tanto está disponible para la absorción (Poggio, *et al* 2009). La biodisponibilidad de las sustancias está altamente relacionada con la solubilidad y la volatilidad, además de diversos factores ambientales y fisicoquímicos (Arai, *et al*, 2007).

Una vez que el metal llega a una concentración en el organismo que inhibe la actividad metabólica y reduce el crecimiento del organismo, se dice que se ha alcanzado la concentración tóxica. Esta concentración es diferente para cada metal y para cada organismo. Es importante comentar que para afirmar que se ha llegado a la concentración tóxica no es necesaria la muerte del individuo (Cervantes y Moreno, 1999). Entre las principales causas de toxicidad de los metales traza podemos señalar las siguientes:

- Alteraciones bioquímicas
- Inhibición de los mecanismos de transporte celular
- Inhibición de la actividad de metales esenciales
- Alteraciones en el ADN.

1.1.1.1. Plomo

En su forma elemental es de color blanco plateado y se vuelve de color gris azulado cuando se expone al aire. Pertenece al Grupo IV A de la Tabla Periódica. Sus propiedades incluyen: un bajo punto de fusión, alta densidad, facilidad de fundición, baja resistencia, maleabilidad, facilidad de fabricación, resistencia a los ácidos, y resistencia a la corrosión.

Los minerales de plomo se encuentran en muchos lugares del mundo. El mineral más rico es la galena (sulfuro de plomo) y constituye la fuente principal de producción comercial de este metal. Otros minerales de plomo son: la cerusita (carbonato), la anglesita (sulfato), la corcoita (cromato), la wulfenita (molibdato), la piromorfita (fosfato), la mutlockita (cloruro) y la vanadinita (vanadato) (Gunnar, 2001).

En la naturaleza el plomo se encuentra con el mineral de zinc, plata y cobre y se extrae junto con estos metales. La minería produce más del 90 por ciento del consumo mundial actual y el reciclaje representa alrededor del 10 por ciento del total del consumo mundial de plomo. Aproximadamente tres cuartas partes del consumo de plomo se utiliza principalmente en la fabricación de baterías, mientras que un quinto en láminas de plomo para el techado de viviendas, para la fabricación de municiones, balas de plomo para escopetas, en aleaciones metálicas, revestimientos de cables y para los aditivos de la gasolina. El plomo se encuentra en el ambiente en forma natural. Sin embargo, la mayoría de los niveles altos que se encuentran en el ambiente se originan de actividades humanas. Los niveles ambientales de plomo han aumentado más de mil veces durante los tres últimos siglos como consecuencia de la actividad humana. El mayor incremento ocurrió entre los años 1950 y 2000 y reflejó el aumento del uso de gasolina con plomo en todo el mundo. En el año 1979, los automóviles liberaron 94.6 millones de kilogramos (208.1 millones de libras) de plomo al aire en Estados Unidos. El año 1989, cuando se restringió el uso del plomo, los automóviles liberaron solamente 2.2 millones de kilogramos (4.8 millones de libras) al aire. Desde que la EPA prohibió el uso de gasolina con plomo para transporte por carretera en el

año 1996, la cantidad de plomo liberada al aire ha disminuido aún más (Sharmer y Shanker, 2005)

El plomo puede entrar al ambiente a través de liberaciones desde minas de plomo y de las fábricas que manufacturan o usan plomo, aleaciones de plomo o compuestos de plomo. El plomo también es liberado al aire cuando se quema carbón, petróleo o desechos. Antes del año 1950, el plomo se usó en plaguicidas que se aplicaron a huertos frutales (Sharmer y Shanker, 2005).

Una vez que el plomo es emitido a la atmósfera, éste puede viajar a larga distancia si las partículas de plomo son muy pequeñas. El plomo es removido del aire por la lluvia y por partículas que caen al suelo o en aguas de superficie. Una vez que el plomo cae al suelo, se adhiere fuertemente las partículas del suelo y permanece en la capa superior de éste. Es por esta razón que los usos del plomo en el pasado, por ejemplo, en la gasolina con plomo, y en pinturas y plaguicidas han tenido un impacto tan importante en la cantidad de plomo que se encuentra en el suelo. Pequeñas cantidades de plomo pueden entrar a ríos, lagos y arroyos cuando las partículas del suelo son movilizadas por el agua de lluvia. Pequeñas cantidades de plomo provenientes de cañerías o de soldaduras de plomo pueden liberarse al agua cuando el agua es ácida. El plomo puede permanecer adherido a partículas del suelo o de sedimento en el agua durante muchos años. La movilización del plomo en el suelo dependerá del tipo de sal de plomo y de las características físicas y químicas del suelo. Debido a la capacidad de unión de los minerales del suelo y el humus, las aguas subterráneas por lo general contienen concentraciones muy bajas de plomo, y la difusión de plomo de los depósitos de las aguas subterráneas se debe esperar como un proceso relativamente lento (Hansen et al., 2004a).

La movilidad de plomo en el suelo depende del pH y de la materia orgánica. En general la relativa inmovilidad del plomo en el suelo disminuye su biodisponibilidad para los seres humanos y la vida terrestre (OCDE, 1993). El plomo se bioacumula en los organismos, en particular, en la biota que se alimenta principalmente de partículas, pero la biomagnificación de plomo inorgánico en la cadena alimentaria acuática no es común, pues los niveles de plomo, así como los factores de bioacumulación,

disminuyen en el nivel trófico. Esto se explica en parte por el hecho de que en los vertebrados, el plomo se almacena principalmente en el hueso, lo que reduce el riesgo de transferencia a otros organismos en la cadena alimentaria (Tucker *et al.*, 2001).

La distribución de plomo en los animales está estrechamente relacionada con el metabolismo del calcio. En los delfines, el plomo se transfiere de madres a hijos durante el desarrollo fetal y la lactancia (IPCS, 1995). En general 0.5 ppm es el nivel de plomo en la sangre de las aves acuáticas que se considera tóxico, aunque los síntomas tóxicos pueden comenzar a aparecer desde los 0.2 ppm de plomo. El nivel de plomo en el hígado considerada letal para las aves acuáticas es de 5.0 ppm. Para algunas especies sensibles de aves, la reducción de la supervivencia se ha informado a dosis de plomo de 75 a 150 ppm, mientras que la reproducción se vio afectada con niveles de 50 ppm de la dieta. La mortalidad en las aves acuáticas por lo general se produce a dosis de 20 a 40 ppm de plomo en los estudios experimentales, con niveles letales que van desde 5 y hasta 80 ppm (PNUMA, 2010).

En las comunidades de invertebrados acuáticos, algunas poblaciones son más sensibles y la estructura de la comunidad puede verse afectada adversamente por la contaminación por plomo; las etapas tempranas de desarrollo son más vulnerables que las etapas adultas. Sin embargo, las poblaciones de invertebrados de zonas contaminadas pueden mostrar más tolerancia al plomo que las de zonas no contaminadas (IPCS, 1989). Los peces jóvenes son más susceptibles al plomo que los adultos o los huevos. Los síntomas típicos de intoxicación con plomo incluyen deformidad espinal y el ennegrecimiento de la región caudal. El límite máximo aceptable de toxicidad (MATC) para el plomo inorgánico se ha determinado en pruebas de laboratorio para varias especies de agua dulce y agua salada en diferentes condiciones, y la gama resultados es de 0.04 a 0.198 mg/L. Hay pruebas de que los huevos de rana y el sapo son sensibles a concentraciones nominales de plomo de menos de 1,0 mg/L en agua estancada, y 0.04 mg/L sistemas con flujo. Para las ranas adultas, no hay efectos significativos por debajo de 5 mg/L en solución acuosa (IPCS, 1989).

Según lo reportado por varios autores, el plomo puede causar diversos daños en las plantas y en diferentes grados de acumulación (Kabata, 2011; Rodríguez, et al., 2006). En algunas especies, la acumulación de plomo, a medida que se aumenta las dosis en el suelo, hasta niveles menores a 1000 mg/Kg tiende a incrementarse rápidamente en los órganos de la planta, lo que éstas no lo toleran y mueren. Los mecanismos de fitotoxicidad de Pb están relacionadas, afirman algunos autores, con la permeabilidad de la membrana celular, reacciones de grupos sulfhidrilos (-SH) con cationes y afinidad para reaccionar con grupos fosfatos (Rodríguez, et al., 2006). En algunas plantas el Pb es capaz de acumularse principalmente en las raíces siendo mínima su presencia en otras partes u órganos de las plantas (Kabata, 2011); En el organismo humano, el plomo inorgánico no se metaboliza, sino que se absorbe, se distribuye y se excreta directamente. La velocidad a que se absorbe el plomo depende de su forma química y física y de las características fisiológicas de la persona expuesta (edad y estado nutricional). El plomo inhalado y depositado en las vías respiratorias bajas se absorbe por completo. La cantidad de plomo absorbida en el tracto gastrointestinal de los adultos suele estar comprendida entre el 10 y el 15 % de la cantidad ingerida; en los niños y las mujeres embarazadas, la cantidad absorbida puede aumentar hasta en un 50 %. También se incrementa significativamente en condiciones de ayuno y en casos de déficit de hierro o calcio. Una vez en la sangre, el plomo se distribuye en tres compartimentos: la sangre, los tejidos blandos (riñón, médula ósea, hígado y cerebro) y el tejido mineralizado (huesos y dientes). El tejido mineralizado contiene aproximadamente el 95 de la carga corporal total de plomo en los adultos (Gunnar, 2001).

La exposición a corto plazo a altos niveles de plomo puede causar vómitos, diarrea, convulsiones, coma e incluso la muerte. A largo plazo (crónica) la exposición al plomo en los seres humanos da lugar a efectos en la sangre, sistema nervioso central (SNC), presión arterial, los riñones y el metabolismo de la vitamina D. (Canfield, *et al.* 2003).

1.1.1.2. Cadmio

Uno de los mayores agentes tóxicos asociado a contaminación ambiental e industrial es el cadmio, pues reúne cuatro de las características más temidas de un tóxico:

1. Causa efectos adversos en el hombre y el medio ambiente.
2. Se bioacumula.
3. Persiste en el medio ambiente.
4. Viaja grandes distancias con el viento y en los cursos de agua.

El cadmio es un metal de color blanco brillante, dúctil, maleable y resistente a la corrosión. Su densidad es de 8.642 g/cm³, y sus vapores son 3.88 veces más pesados que el aire. Su presión de vapor es relativamente alta, por lo que pasa fácilmente al estado de vapor y en este estado se oxida rápidamente produciendo óxido de cadmio que permanece en el aire. Cuando en la atmósfera hay gases o vapores reactivos, como los bióxidos de azufre o de carbono, reacciona con ellos y produce respectivamente carbonato, sulfito, hidróxido, sulfato y cloruro cadmio. En su forma elemental es un metal blando de color plateado que pertenece al Grupo II B de la Tabla Periódica; está presente en la naturaleza como óxidos complejos, en las minas los sulfuros y los carbonatos de zinc, plomo y cobre; no se recupera como producto principal, sino como un subproducto de la extracción de otros metales no ferrosos, principalmente de minerales de zinc. Los usos principales del cadmio refinado son: en baterías (pilas Ni-Cd), pigmentos para plásticos, cerámica y esmaltes; estabilizadores para plásticos, placas de hierro y acero, también como elemento de aleación de plomo, cobre y estaño (PNUMA, 2008).

Existen diversas sales de cadmio. La más importante es el estearato de cadmio, que se utiliza como estabilizador térmico en los plásticos de PVC (cloruro de polivinilo). El sulfuro de cadmio y el sulfoselenurio de cadmio se utilizan como pigmentos amarillo y rojo en plásticos y tintes. El sulfuro de cadmio se utiliza también en células solares y fotográficas. El cloruro de cadmio se emplea como fungicida, componente de los baños

galvanoplásticos, colorante en pirotecnia, aditivo en las soluciones de estañado y mordente en la tinción e impresión de textiles. También se utiliza para la producción de determinadas películas fotográficas, para la fabricación de espejos especiales y para el recubrimiento de tubos electrónicos de vacío. El óxido de cadmio se utiliza como agente para galvanoplastia, materia prima para los estabilizadores térmicos de PVC y componente de las aleaciones de plata, pigmentos fosforescentes y semiconductores, así como para el endurecimiento de cristales o el vitrificado de cerámica (Gunnar, 2001).

El cadmio se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre en una concentración promedio de 0.1 mg/kg, en las rocas sedimentarias las concentraciones son más elevadas; las condiciones ambientales como la erosión causan el transporte de grandes cantidades de cadmio a los océanos cuyo contenido de este metal es alrededor de 0.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Los sedimentos oceánicos cercanos a las áreas de alta actividad humana pueden contener cadmio en concentraciones muy elevadas, lo cual está asociado con la descarga de desechos biológicos. La actividad volcánica es la mayor fuente natural de liberación de cadmio a la atmósfera y se ha calculado que el incremento total anual debido a esta fuente es de entre 100 y 500 toneladas; el vulcanismo subterráneo también libera cadmio al ambiente, pero aún no se ha cuantificado el efecto de este proceso. (Rodriguez, *et al.*2008).

En lo ambiental, el cadmio es un elemento relativamente raro en la litosfera. Por afinidad química, se le encuentra junto al zinc, en proporción muy variable. Las principales fuentes de contaminación son: la minero metalurgia de metales no ferrosos, la metalurgia del hierro y acero, la fabricación de fertilizantes fosfatados, la incineración de residuos de madera, carbón o plásticos, la combustión de aceite y gasolina y las aplicaciones industriales del cadmio. La concentración de cadmio en aire de áreas industriales varía de 9.1 a 26.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, frente a 0.1 a 6 ng/m^3 en el aire de áreas rurales. El tiempo de permanencia del cadmio en suelos es de hasta 300 años y el 90% permanece sin transformarse (La Dou, 1999). La minería de metales no ferrosos es la principal fuente de liberación de cadmio al medio acuático, la contaminación puede provenir del agua de drenado de minas, de aguas residuales, del procesamiento de los

minerales, de derrames de los depósitos, de desechos del proceso del mineral. El depósito húmedo de cadmio en aguas saladas y dulces causa un incremento muy grande del metal en todo el mundo. Un estudio realizado en el mar del mediterráneo por el GESAMP (Grupo de Expertos sobre Contaminación Marina), indica que esta fuente es de magnitud comparable a la contribución total de cadmio debido a la descarga de los ríos en la región, en forma similar se introducen grandes cantidades de cadmio en el Mar del Norte (IMO, FAO, UNESCO, WMO, WHO, IAEA, UNEP, UN Y UNEP, 1985).

Las emisiones de cadmio al medio ambiente ocurren en los tres principales medios naturales, (aire, agua y suelo) y son muy variables. Sin embargo, su vida en la atmósfera es relativamente corta en comparación con otras sustancias como el mercurio o algunos contaminantes orgánicos persistentes. En el medio ambiente, el cadmio es tóxico para plantas, animales y microorganismos; el cadmio es un elemento persistente, no puede descomponerse en sustancias menos tóxicas en el medio ambiente. El grado de biodisponibilidad y el potencial de efectos varían dependiendo de la forma del cadmio; se bioacumula principalmente en los riñones y el hígado de los vertebrados y los invertebrados acuáticos y algas.

La mayor parte del cadmio en el aire es de tamaño nominal como material particulado (por debajo de 1 micra). El cadmio es emitido a la atmósfera por fuentes antropogénicas como cadmio elemental y / o óxido de cadmio, de algunas fuentes se emiten como sulfuro o cloruro y de fuentes de combustión atmosférica, se emitirá en parte como cadmio elemental gaseoso, pero a medida que se enfría, el cadmio se une rápidamente a las partículas (PNUMA, 2008).

La movilidad del cadmio en los ambientes acuáticos se ve reforzada por un pH bajo, baja dureza, niveles bajos de materia suspendida, alto potencial redox y baja salinidad (Government of Canadá, 1994). En el agua natural la biodisponibilidad del cadmio se reduce a través de la absorción de partículas en suspensión (ECB, 2005). En los sistemas acuáticos, el cadmio es más fácilmente absorbido por los organismos directamente del agua en su forma iónica libre (AMAP, 1998). La IPCS (1992) reportó que el promedio del contenido de cadmio en agua de mar es aproximadamente 0.1mg/L

o menos, mientras que la CE (2001) reporta concentraciones de cadmio disuelto en las aguas superficiales de los océanos abiertos por debajo de 5 ng/L.

Tanto la toxicidad como la biodisponibilidad del cadmio están influenciadas por las características del suelo la movilidad del cadmio y la biodisponibilidad es mayor en suelos no calcáreos que en los suelos calcáreos (ATSDR, 2012). El encalado de los suelos aumenta el pH, incrementando la adsorción del cadmio en el suelo reduciendo la biodisponibilidad (Singh, 1994). De manera general se desprende que la toxicidad en el suelo aumenta cuando la movilidad de cadmio es mayor, es decir, aumenta la toxicidad del suelo conforme baja el pH del suelo, o cuando disminuye la materia orgánica del suelo. El aumento de zinc en el suelo reduce la disponibilidad del cadmio en las plantas porque inhibe la absorción del zinc y el cadmio, conocido como translocación, desde las raíces a los brotes de las plantas (Chaney y Ryan, 1994).

Debido a su similitud con el zinc, que es un metal esencial, las plantas absorben el cadmio del agua de riego, por esto, el empleo de fertilizantes a base de fosfatos que contienen cadmio en forma iónica como contaminante natural o su presencia en el lecho de ríos y mares contaminados por las descargas industriales, aumentan los niveles del elemento en los suelos y por lo tanto en las plantas. Uno de los principales factores por la que el Cd se encuentra biodisponible es el pH del suelo, el potencial redox y el contenido en arcillas, materia orgánica, y agua (Christensen y Haung 1999).

Por ser un metal no esencial se asume que no existen mecanismos de entrada específicos para el cadmio. Entre las proteínas responsables de la entrada de cadmio a la célula cabe destacar el transportador específico de calcio LCT1 (Clemens et al. 1998), y la proteína IRT1, perteneciente a la familia de transportadores de Zn y Fe (Guerinot 2000). Otra familia de transportadores implicados es la *Nramp*, localizada en la membrana de la vacuola, por lo que probablemente tenga una función en la movilización del metal y no en el ingreso del mismo a la raíz (Thomine et al. 2000). Una vez dentro de la célula el cadmio puede coordinarse con ligandos de S como glutatión (GSH) o fitoquelatinas (PCs) y ácidos orgánicos como el citrato (Clemens 2006; Domínguez-Solís et al. 2004).

Otras posibles moléculas responsables de la quelación del cadmio son pequeñas proteínas ricas en cisteína denominadas metalotioneínas (MTs). De esta forma, los complejos Cd-ligando pueden ser transportados al interior de la vacuola o a otras células (Shah y Nongkynrh 2007). En la planta, el cadmio se acumula preferentemente en la raíz, secuestrado en la vacuola de las células, y solo una pequeña parte es transportada a la parte aérea de la planta concentrándose en orden decreciente en tallos, hojas, frutos y semillas (Chan y Hale 2004).

Los efectos tóxicos del cadmio sobre las plantas, han sido ampliamente estudiados (Sanitá y Gabrielli 1999; Benavides et al. 2005), sin embargo, los mecanismos de su toxicidad aún no se conocen completamente. En general el Cd interfiere en la entrada, transporte y utilización de elementos esenciales (Ca, Mg, P y K) y del agua, provocando desequilibrios nutricionales e hídricos en la planta (Poschenrieder et al. 1989; Sandalio et al. 2001; Singh y Tewari 2003).

El cadmio es un xenobiótico y, por tanto, un metal tóxico y no esencial para el organismo, que se acumula en los tejidos humanos que afecta principalmente en los riñones y el esqueleto, también es un agente cancerígeno por inhalación. La exposición en exceso al cadmio produce efectos adversos de salud en los seres humanos y las principales fuentes de exposición humana al cadmio incluyen el aire contaminado, la exposición ocupacional y el humo del cigarrillo. En exposición laboral o ambiental, sus principales efectos tóxicos son: neumonitis química, disfunción renal con proteinuria y microproteinuria y enfisema (Ramírez, 2002)

Para el estudio de las concentraciones de este tipo de contaminantes en zonas costeras, se han utilizado bioindicadores, que son organismos de la biota marina, comunes en toda la zona de estudio (Phillips, 1977). En el caso de este estudio se utilizó el pasto marino *Thalassia testudinum* ya que se ha demostrado que son bioindicadores muy eficientes para el análisis de metales traza (Wielgolaki, 1975).

1.1.1.3. Cromo

El cromo (Cr) es un elemento de transición que pertenece al grupo VI de la tabla periódica y tiene un peso atómico de 52. Este elemento forma diversos compuestos en distintos estados de oxidación. Los más importantes son los estados de valencia II (cromosos), III (crómicos) y VI (cromatos). El estado II es básico, el III es anfótero y el VI es ácido. En las aplicaciones comerciales se utilizan principalmente compuestos de cromo en estado VI y en algunos casos, en estado III. El estado cromoso (Cr II) es inestable y se oxida rápidamente al estado crómico (Cr III). Esta inestabilidad limita el uso de los compuestos cromosos. Los compuestos crómicos son muy estables y forman muchos otros compuestos con aplicaciones comerciales; los principales son: el óxido crómico y el sulfato básico de cromo. El cromo en estado de oxidación 6+ (Cr VI) es el de mayor aplicación industrial por sus propiedades ácidas y oxidantes y su capacidad para formar sales muy coloreadas e insolubles. Los compuestos hexavalentes de cromo más importantes son: el dicromato sódico, el dicromato potásico y el trióxido de cromo. La mayoría de los demás compuestos de cromatos se producen industrialmente utilizando dicromato como fuente de Cr VI. (Adriano, 2001).

El cromo elemental (Cr) no se encuentra como tal en la naturaleza; el único mineral de cromo importante es la espinela, cromita o piedra de cromo hierro, que es cromito ferroso (FeOCr_2O_3) y está ampliamente distribuida en la corteza terrestre. Además de ácido crómico, este mineral contiene cantidades variables de otras sustancias. Comercialmente, sólo se emplean los minerales o concentrados que contienen más del 40 % de óxido de cromo (Cr_2O_3). La aplicación más importante del cromo puro es el cromado de una gran variedad de equipos, como piezas de automóvil y equipos eléctricos. También es ampliamente utilizado en aleaciones con hierro y níquel para formar acero inoxidable, y con níquel, titanio, niobio, cobalto, cobre y otros metales para formar aleaciones con fines específicos.

El Cromo entra en el aire, agua y suelo en forma de Cromo (III) y Cromo (VI) a través de procesos naturales y actividades humanas y cada una de estas formas tiene diferentes efectos en los organismos.

La humedad de la tierra y de los sedimentos en equilibrio con el oxígeno atmosférico proporcionan las condiciones necesarias para que la reducción y la oxidación ocurran simultáneamente. Las especies de Cr III pueden ser oxidadas a Cr VI por compuestos oxidantes que existen en el suelo, como por ejemplo el dióxido de manganeso. Al mismo tiempo las especies de Cr VI pueden ser reducidas también a Cr III en presencia de óxido de manganeso reducido (MnO) y de ácidos orgánicos presentes en la materia orgánica. La reducción de Cr VI a Cr III en el suelo sólo se producirá como resultado de una reducción en la presencia de materia orgánica, hierro soluble (Fe II) o compuestos de sulfuro reducidos (Bartlett, 1991).

En los suelos el cromo está presente principalmente en la forma $[\text{Cr}(\text{OH})_3 \text{ aq}]$ o como Cr III adsorbido a los componentes del suelo. Esto controla su lixiviación hasta los cuerpos de agua y su toma por parte de las plantas. La forma dominante del Cr III depende fuertemente del pH; en suelos ácidos ($\text{pH} < 4$) predomina como $\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, mientras que a $\text{pH} < 5.5$ predominan los productos de su hidrólisis, principalmente el $\text{Cr}(\text{OH})^{2+} \text{ aq}$, Ritchie y Sposito (1995). Estas dos formas son fácilmente adsorbidas sobre las arcillas del suelo y su adsorción se intensifica por el incremento del pH, puesto que, se generan cargas negativas en la superficie de las arcillas. Los iones CrO_4^{2-} y HCrO_4^- son las formas más móviles de Cr VI en el suelo, siendo el HCrO_4^- la forma dominante en suelos ácidos con $\text{pH} < 6$. Estas especies pueden ser tomadas por las plantas o fácilmente lixiviadas, a través del perfil del suelo hasta los cuerpos de agua, a tal punto de contaminarlas (Calder 1988; Handa, 1988). James en 1996 encontró que el Cr VI a pHs entre neutros y alcalinos está presente en formas muy solubles, por ejemplo, Na_2CrO_4 , o en forma de pares iónicos moderadamente solubles como el CaCrO_4 , BaCrO_4 y PbCrO_4 .

Está probado que la biota acuática bioacumula el cromo procedente del agua y los sedimentos. Se han estudiado factores de bioacumulación de cromo procedente de sedimentos y del agua en algas, fitoplancton, zooplancton, en tejidos blandos de moluscos, crustáceos y en la carne de los peces (Nriaguy Kabir, 1995).

En ambientes acuáticos el Cr III se encuentra mayoritariamente en las partículas, destacando las interacciones dipolo-dipolo a concentraciones bajas, y, en general, en

procesos de adsorción en superficies sólidas (Fajgelj et al., 1991). Las especies de Cr VI aniónicas son las dominantes en la fase acuosa y presentan poca afinidad por los sólidos tanto del material coloidal como sedimentado (Pawlisz, *et al* 1997). Dado que ambas especies de cromo están interrelacionadas y es posible la interconversión entre ellas, también es determinante el contenido total del metal en las muestras de agua, biota y sedimento.

En las plantas está presente en concentraciones detectables, pero no se conoce si es un nutriente esencial para la vida vegetal. Las elevadas concentraciones de cromo pueden provocar reducción en el crecimiento y productividad de las plantas relacionado con alteraciones nutricionales, tanto de absorción como de translocación de diversos elementos esenciales. (Gunse, 1987).

La gente puede estar expuesta al Cromo a través de respirarlo, comerlo o beberlo y a través del contacto con la piel. El nivel de Cromo en el aire y el agua es generalmente bajo. En agua para beber el nivel de Cromo es usualmente bajo como en el agua de pozo, pero el agua de pozo contaminada puede contener el peligroso Cromo hexavalente. Para la mayoría de la gente que come alimentos con Cromo III, ésta es la principal ruta de entrada de Cromo, ya que ocurre naturalmente en muchos vegetales, frutas, carnes, levaduras y granos como Cromo III. Varias maneras de preparación de la comida y almacenaje pueden alterar el contenido de Cromo en la comida. Cuando la comida es almacenada en tanques de acero o latas las concentraciones de Cromo pueden aumentar. El Cromo III es un nutriente esencial para los humanos y la falta de este puede causar condiciones del corazón, trastornos metabólicos y diabetes. Pero la toma de mucho Cromo III puede causar efectos sobre la salud.

Los compuestos con cromo en estado de oxidación Cr III son considerablemente menos peligrosos que los compuestos de Cr VI. Los compuestos de Cr III no se absorben fácilmente en el aparato digestivo y pueden combinarse con proteínas de las capas superficiales de la piel, formando complejos estables. En ausencia de una sensibilización previa con compuestos de Cr VI, los compuestos de Cr III no producen ulceraciones ni suelen producir dermatitis alérgicas. Los compuestos de cromo en estado de oxidación Cr VI se absorben rápidamente después de la ingestión o la

inhalación. La captación a través de la piel intacta es menos conocida. Los efectos irritantes y corrosivos del Cr VI se producen inmediatamente después de la absorción a través de la mucosa ya que es muy rápida. La exposición profesional a los compuestos de Cr VI puede producir irritación o corrosión cutáneo-mucosa, reacciones cutáneas de tipo alérgico o ulceraciones de la piel.

El cromo es un nutriente esencial que potencializa la acción de la insulina, por lo tanto, tiene influencia en el metabolismo de los carbohidratos, los lípidos y las proteínas; sin embargo, el mecanismo exacto no se ha definido claramente (8,9). Se ha observado que una vez en el plasma, el cromo se une principalmente a la transferrina y otras proteínas plasmáticas, que son las responsables de transportarlo en el cuerpo.

1.1.2. Bioindicador

La denominación de una especie como indicadora requiere de conocimiento previo bajo condiciones normales, incluyendo el ciclo de vida de la especie, su estacionalidad y sus variaciones naturales, de manera que sea posible comparar las condiciones antes y después de una perturbación ambiental (Raz, 2000).

El concepto de organismo indicador se refiere a especies seleccionadas por su sensibilidad o tolerancia (normalmente es la sensibilidad) a varios parámetros. Usualmente los biólogos emplean bioindicadores de contaminación debido a su especificidad y fácil monitoreo (Washington, 1984). Odum (1972), define a los organismos indicadores como la presencia de una especie en particular, que demuestra la existencia de ciertas condiciones en el medio, mientras que su ausencia es la consecuencia de la alteración de tales condiciones.

Un buen bioindicador debe cumplir las siguientes características (Brix, *et al*, 1983), (Castillo, *et al*, 2004).

- a) Ser de fácil colecta
- b) Ser Sedentario
- c) Ser abundante en el área de estudio.
- d) Ser fácil de identificar
- e) Tener la capacidad de acumular
- f) Ser resistentes a los cambios de calidad en el ambiente y
- g) Su evaluación cuantitativa debe ser sencilla con el fin de poder hacer comparaciones.

En muchos de los estudios realizados en presencia de metales en los ambientes acuáticos se han utilizado como bioindicadores algunas especies marinas, como algas, mejillones, peces, camarones (Locatelli *et al*, 1999), corales, ostras y plantas marinas (Martin, 2008). Como ejemplo de plantas marinas se han utilizado las siguientes especies: *Ulva lactuca*, *Posidonea oceánica*, *Zostera marina*, *Halodule wrightii* y *Thalassia testudinum*. En el presente estudio se utilizó *Thalassia testudinum* como bioindicador, éste es un pasto marino ecológicamente muy importante en el ambiente acuático (Figura 1.)

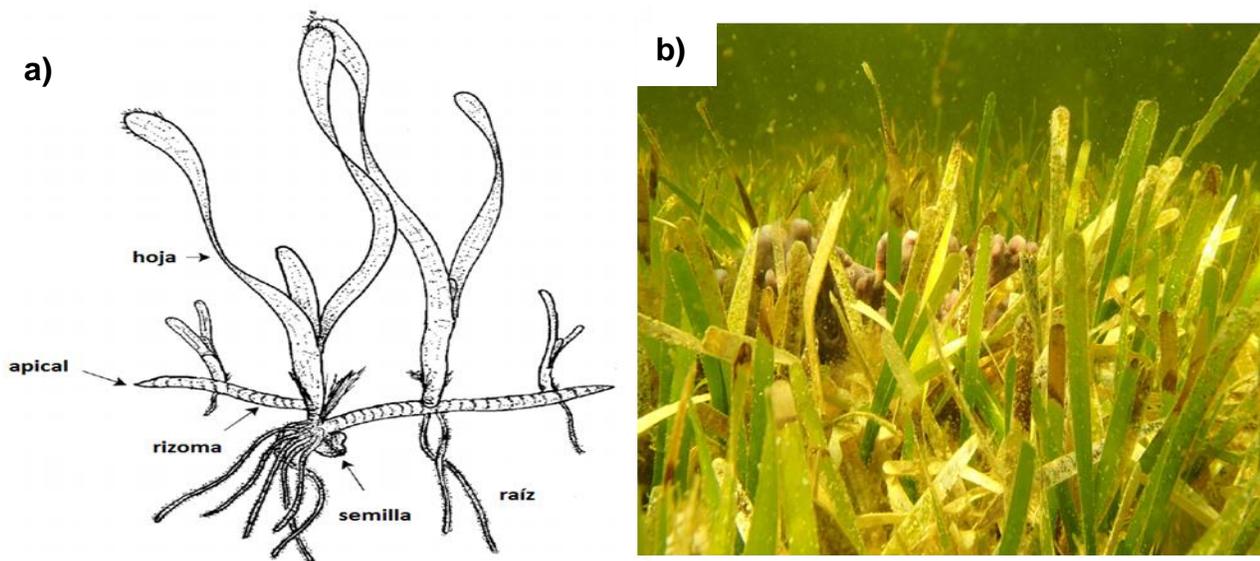


Figura. 1. *Thalassia testudinum*. a) Dibujo Cortesía de M. S. Fonseca. b) Fotografía de *Thalassia testudinum* tomada en la Reserva de la Biosfera Los Petenes (RBLP).

1.1.3. Pastos Marinos

Los pastos marinos son plantas con flores que constituyen un grupo único que ha colonizado las costas de todos los mares, excepto los polares y son capaces de efectuar todo su ciclo de vida totalmente sumergidos, ya que poseen adaptaciones morfológicas, fisiológicas y ecológicas únicas (Larkum *et al*, 2006). Obtienen los nutrientes disueltos en el agua y en los sedimentos mediante las hojas y raíces. Son excelentes protectores de la línea de costa pues sus hojas modifican las olas y corrientes y atrapan los sedimentos suspendidos los cuales son estabilizados por los rizomas y raíces.

Los pastos marinos forman un hábitat tridimensional que le da protección y alimentación a numerosos grupos de vertebrados e invertebrados; así mismo constituye áreas de

desove, crianza y crecimiento. Junto con su macro y micro epifitas asociadas, son tanto o más productivas que muchos de los cultivos terrestres y la biodiversidad que sostienen es mayor en varios órdenes de magnitud que las áreas circundantes desprovistas de vegetación.

Son importantes productores primarios, representan el 1.13% de la producción primaria marina total (Duarte y Cebrián 1996) y la exportan a los ecosistemas cercanos o la almacenan en los sedimentos, formando sumideros o reservorios de carbón que es secuestrado de la atmósfera (Suchanek *et al.*, 1985; Duarte *et al.* 2005).

Debido a su carácter sésil, susceptibilidad a los estresores y el valor de los servicios ecológicos que proporcionan, la US National Estuarine Eutrophication Assessment los ha utilizado como uno de los cinco indicadores de contaminación en la zona costera (Bricker *et al.* 2003).

En las costas de México se reportan seis géneros, que incluyen nueve especies de las cuarenta y nueve registradas a nivel mundial. En el Golfo de México se desarrollan *Thalassia testudinum*, *Halodule beaudettei*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Halophila decipiens*, *Halophila engelmannii* y *Ruppia maritima* (Den Hartog y Kuo 2006).

Los pastos marinos tienen la capacidad de almacenar metales biodisponibles los cuales absorben de los sedimentos a través de raíces y rizomas y del agua circundante por medio de las hojas (Nicolaidou y Nott 1998, Thursby y Harlin 1984, Libes y Boudouresque 1987), por lo que es posible que los metales se asimilen a la planta en forma iónica disuelta (García 2002). Estos elementos se caracterizan por no ser biodegradables, pero si altamente tóxicos para los organismos a concentraciones altas, aunque muchos de ellos son esenciales para el metabolismo a bajas concentraciones.

La toxicidad de los metales depende de varios factores abióticos, como el pH, salinidad, dureza, actividad microbiana y potencial redox y bióticos como la edad, talla, hábitos alimenticios y madurez de los organismos (Páez, 1996).

1.1.4. Antecedentes

El Golfo de México es una cuenca semicerrada, parcialmente conectada con el Océano Atlántico a través del estrecho de Florida y con el Mar Caribe a través del canal de Yucatán; ésta cuenca está sujeta a muchos factores de estrés ambientales, naturales y antropogénicos, por lo que se considera como una de las más contaminadas a nivel mundial (Botello *et al.* 1996, Horta, 2007). En la parte que comprende a México, la zona más contaminada abarca los estados de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche y Yucatán.

Las principales fuentes de contaminación por metales son: las descargas de aguas de desechos industriales, portuarios, municipales, extracción y transporte de hidrocarburos que son vertidos a los ríos o directamente al océano (Vázquez-Botello *et al.* 2004, García *et al.* 2004, Horta, 2007).

Esto ha ocasionado un incremento en la concentración de metales altamente tóxicos como el Pb, Cd, Ag, Cr y Bi en cuerpos de agua semicerrados como bahías, estuarios y lagunas costeras, conectadas con la plataforma continental, (U.S. EPA 1994).

Metales traza como el Cu son fitotóxicos para el fitoplancton y consecuentemente para la productividad primaria y la cadena trófica marina, otros como el Pb y el Cd, producen una toxicidad generalizada para la biota marina, dando lugar a cambios en la estructura de las comunidades naturales, causando extinciones locales de las especies más sensibles (Bowen 1979). Para conocer el grado de contaminación por metales traza es necesario cuantificarlos, tanto en los sedimentos como en organismos indicadores ya que estos últimos son la mejor opción para conocer la biodisponibilidad del contaminante presente en el medio.

Uno de los bioindicadores de contaminación por metales traza en aguas costeras que han sido utilizados, son los pastos marinos, los cuales reflejan cualitativa y cuantitativamente la presencia de metales disponibles (Buo y Subrahmanyam 1996, Haynes *et al.* 2000, Thangaradjou *et al.* 2010).

Investigaciones previas han demostrado que la biomasa que producen los pastos marinos puede servir como reservorio de metales pesados (Tiller *et al.* 1989), y la concentración está estrechamente relacionada con la etapa del ciclo de vida, época del año (reproductiva) y parte de la planta en que se acumule. En otros estudios han encontrado diferencias significativas en cuanto a las concentraciones de metales en diversos órganos del pasto y se las atribuyen al contenido de metales disponibles en el sedimento (rizomas) o agua (hojas) según sea el caso (Nicolaidou y Nott 1998).

En el Caribe mexicano se realizaron estudios de metales en pastos marinos antes y después de los Huracanes Emily y Wilma. Los metales esenciales fueron limitantes y las concentraciones de Pb potencialmente tóxico fueron altas antes de los Huracanes en la laguna de Nichupte, las fuentes probables fueron las descargas de aguas residuales y/o el tráfico excesivo de embarcaciones. Después de los huracanes, el Pb disminuyó a causa del lavado. El Fe esencial se incrementó dos veces, posiblemente por la removilización de los sedimentos anóxicos o por surgencia de agua de mar profundo (Whelan *et al.* 2011).

En la laguna Madre en Texas, Whelan III (2005) observó que los metales esenciales o micronutrientes (Fe, Mn, Cu y Zn) aumentan en los tejidos de pastos marinos durante los meses de verano y los no esenciales (Pb y As) aumentan en invierno. Sin embargo, la variabilidad en el contenido de micronutrientes entre las unidades morfológicas depende en gran medida del metal en cuestión. Por ejemplo, el Mn se enriqueció hasta 10 veces en el tejido de la hoja con relación a las otras unidades morfológicas y también estaba enriquecido con respecto a los sedimentos de la rizosfera; en contraste, las concentraciones de Zn disminuyeron desde el rizoma hasta la hoja. El fierro mostró una variación en la hoja, mientras en el rizoma fue más consistente.

En el mediterráneo se utilizó *Posidonia oceánica* como bioindicador para la evaluación de las concentraciones de metales traza en la columna de agua, sedimento y la especie *Mytilus galloprovincialis* perteneciente a la clase Bivalvia. El Cd y Pb (Lafabrie *et al.* 2007) presentaron valores altos; en el caso del Cd, probablemente ocurrió por un afloramiento de aguas profundas ricas en éste metal. Aunque no se encontró correlación para las concentraciones de Cd y Pb entre *Posidonia oceánica* y las del

sedimento; esto podría indicar que los metales en los tejidos de *Poseidona oceánica* se relacionan con los de la columna de agua. Esto también tiene que ver con la presencia de altas cantidades de carbonato de calcio en el sedimento, ya que como en el entorno terrestre se ha sugerido que la adición de carbonato de calcio puede reducir la absorción de algunos metales traza por las plantas. El Co, Cr, Ni y Hg en *Poseidona oceánica* mostraron una correlación positiva con los sedimentos. En el caso de Co, Cr y Ni los niveles altos se vincularon a una mina de asbesto y el Hg con la planta química de Rosignano (Lafabrie *et al.*, 2007).

Thangaradjou *et al.* (2010) investigó la concentración en ocho especies de fanerógamas marinas diferentes en las Islas Andamán. Resultando que no hay variación significativa entre las concentraciones de metales entre los sitios de muestreos. El Mn fue el que tuvo mayores cantidades en casi todas las especies de pastos marinos seguidos del Fe.

En Florida (Estados Unidos) (Lewis *et al.* 2007), se hizo una evaluación de hábitats en el cual, las aguas superficiales, sedimentos y dos especies de pastos marinos. Las concentraciones de cobre y arsénico en el agua de superficie superaron criterios de vida acuática con más frecuencia que otros elementos traza. El carbono orgánico total, Hg, Cr, Zn fueron significativamente mayores en los sedimentos de pastos marinos que en los que no tenían pastos. El Hg, Cd, Ni, Pb y Ag se detectaron en el 50% o más de los tejidos de *Thalassia testudinum* y *Halodule wrightii* (Tabla 1).

Tabla 1. Contenido de metales en sedimentos y hojas en diferentes especies de pastos marinos en distintas localidades

Sitio	Referencia	Metales traza	
Caribe Mexicano	Whelan III et al., 2011	Mn, Fe, Cu, Zn, Pb y Cr	<i>T. testudiumum</i>
India	Govindasamy et al., 2011	Mn, Fe, Cu y Zn	<i>C.serrulata</i> y <i>S. isoetifolium</i>
India	Kannan et al., 2011	Co, Cu, Ni, Pb, Cr, Mn, Fe y Zn	<i>E. acoroides</i> , <i>T. hemprichii</i> , <i>H. pinifolia</i> , <i>S. isoetifolium</i> y <i>C. rotundata</i>
Isla Andaman	Thangaradjou et al., 2010	Mn, Al, Fe, Cr, Cu, Zn, Pb, Cd, Co y Ni	<i>E. acoroides</i> , <i>S.isoetifolium</i> , <i>T. heprochii</i> y <i>H. uninervis</i>
Caribe Mexicano	Solís et al. 2008	Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Br, Rb, Sr, Cd y Pb.	<i>T. testudiumum</i>
Venezuela	Alfonso et al., 2008	Cd, Cr, Cu, Ni, V y Zn	<i>T. testudiumum</i>
Mediterráneo	Lafabrie et al., 2007	Cd, Co, Cr, Hg, Ni y Pb	<i>P.oceanica</i>
USA	Lewis et al., 2007	Ar, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Ag y Se	<i>T. testudiumum</i>
USA	Whelan III et al., 2005	Cu, Zn, Mg, Fe, As y Pb	<i>T. testudiumum</i>

1.1.5. Planteamiento del Problema

El Área Natural Protegida de “Los Petenes” es una Reserva de la Biosfera (1999) y constituye uno de los ecosistemas más importantes de los estados de Campeche y Yucatán. Las comunidades de pastos marinos que en ella se desarrollan son un bien insustituible para las comunidades de pescadores, cuya economía está basada esencialmente en la pesca.

Sin embargo, también es un sistema que está altamente expuesto a contaminantes como los metales traza, debido a su cercanía con la Ciudad de San Francisco de Campeche (Capital del Estado de Campeche), que cuenta con aproximadamente 822 441 mil habitantes (INEGI, 2010), y una gran actividad turística, que, al no contar con un sistema efectivo de drenaje, descarga las aguas de desecho urbano a su bahía adyacente. También está expuesta a los vertidos provenientes de la industria petroquímica, el tráfico portuario, así como los provenientes de ciudades adyacentes que se distribuyen a través del terreno kárstico de la Península de Yucatán.

De ahí la importancia de determinar la presencia de metales en *Thalassia testudinum*, los cuales pueden ser transportados vía detritus a otros ecosistemas o incorporados a distintos niveles de la cadena trófica y a través de los recursos pesqueros llegar al ser humano, en donde existe mayor concentración de metales debido a la biomagnificación de los mismos (Goldwater, 1971; Franco *et al.* 2002).

Considerando la importancia de la especie *Thalassia testudinum* en el primer nivel de la cadena trófica, así como su papel como bioindicador de contaminantes. En el presente estudio se determinó la presencia de metales esenciales (Fe, Zn y Mg) y no esenciales (Pb, Cd y As) en sus hojas y rizomas, así como en los sedimentos en los que se desarrollan para conocer si el ecosistema está perturbado o no.

2. Hipótesis

Si las actividades petroleras y derivados contaminan la Reserva de la Biosfera de Petenes entonces las poblaciones de *Thalassia testudinum* y los sedimentos presentaran niveles elevados de metales traza.

3. Objetivo General

Determinar las concentraciones de Cr, Cd, Pb, Mn y Ni en sedimentos y poblaciones de *Thalassia testudinum* de la Reserva de la Biosfera Los Petenes para conocer el estado de este ecosistema.

4. Objetivos Particulares

- Cuantificar el porcentaje de Carbono Orgánico e identificar la textura de los sedimentos donde se desarrolla las poblaciones de *Thalassia testudinum*.
- Cuantificar los niveles de Cr, Cd, Pb, Mn y Ni presentes en hojas y rizomas de *Thalassia testudinum*.
- Cuantificar los niveles de metales totales de Cr, Cd, Pb, Mn y Ni en los sedimentos donde se desarrollan las poblaciones de *Thalassia testudinum*.
- Evaluar el factor de bioacumulación (FBC) de Cr, Cd, Pb, Mn y Ni en los tejidos (hoja y rizomas) de *Thalassia testudinum*.
- Identificar zonas contaminadas o perturbadas en las poblaciones de *Thalassia testudinum* en la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche.

5. Área de Estudio

5.1. Reserva de la Biosfera los Petenes (RBLP):

La Reserva es una larga y estrecha franja costera, con porciones terrestres y marinas, con una extensión de 282,857 ha, comprendida entre los 20°51'30" y 19°49'00" de latitud norte y los 90°45'15" y 90°20'00" de longitud oeste, se localiza en la zona costera norte del Estado de Campeche, en el sureste del Golfo de México. Limita al norte con la Reserva de la Biósfera Ría Celestún y el Golfo de México, al oeste. La RBLP se extiende por el extremo oeste desde los municipios costeros de Calkiní, Hecelchakán, Tenabo y una pequeña porción del municipio de Campeche (Figura 2). Su límite oeste se encuentra 12 millas náuticas mar adentro, extensión que corresponde al mar territorial. El clima que predomina en la zona centro-sur de la Reserva es Aw (cálido húmedo con lluvias en verano), mientras que en su extremo norte es del tipo BS'h'w (semiseco y seco cálido). La temperatura y precipitación media anual varía de 27.8 °C y 725.5 mm en el norte (con un gradiente entre los 700 a 800 mm), a 26.4 °C y 1, 049.7 mm (con un gradiente de 800 a 1,100 mm anuales en el sur). Presenta además un breve periodo de sequía durante lo más acentuado de las lluvias (CNA, 2003).

La RBLP se desarrolla en su mayor parte sobre formaciones del Cuaternario (1.7 millones de años). Las rocas sedimentarias mesozoicas y cenozoicas que componen la plataforma yucateca presentan un espesor de más de 3,500 m, ubicado sobre un basamento de rocas cristalinas del Paleozoico. Sobre este basamento se inicia la historia geológica de la Península hace cien millones de años, en el Cretácico Superior, con una extensa depositación de carbonatos y evaporitas que continúa hasta nuestros días en la plataforma yucateca (CONANP 2006).

La RBLP conforma una ecorregión junto con las áreas naturales protegidas costeras de la Reserva de la Biosfera Ría Celestún y El Palmar, ambas sostienen una alta diversidad de flora y fauna y de ecosistemas con características únicas como son los

“Petenes y en ellas se desarrolla la mayor extensión de pastos marinos del país, por lo que esta región es considerada como un área biogeográfica única a nivel nacional y desde febrero de 2004, se declaró como sitio RAMSAR, reconociéndose su valor como un humedal de importancia internacional (CONANP 2006).



Figura 2. Reserva de la Biosfera los Petenes (tomado de CONANP 2006)

6. Metodología

6.1. Estrategia de muestreo.

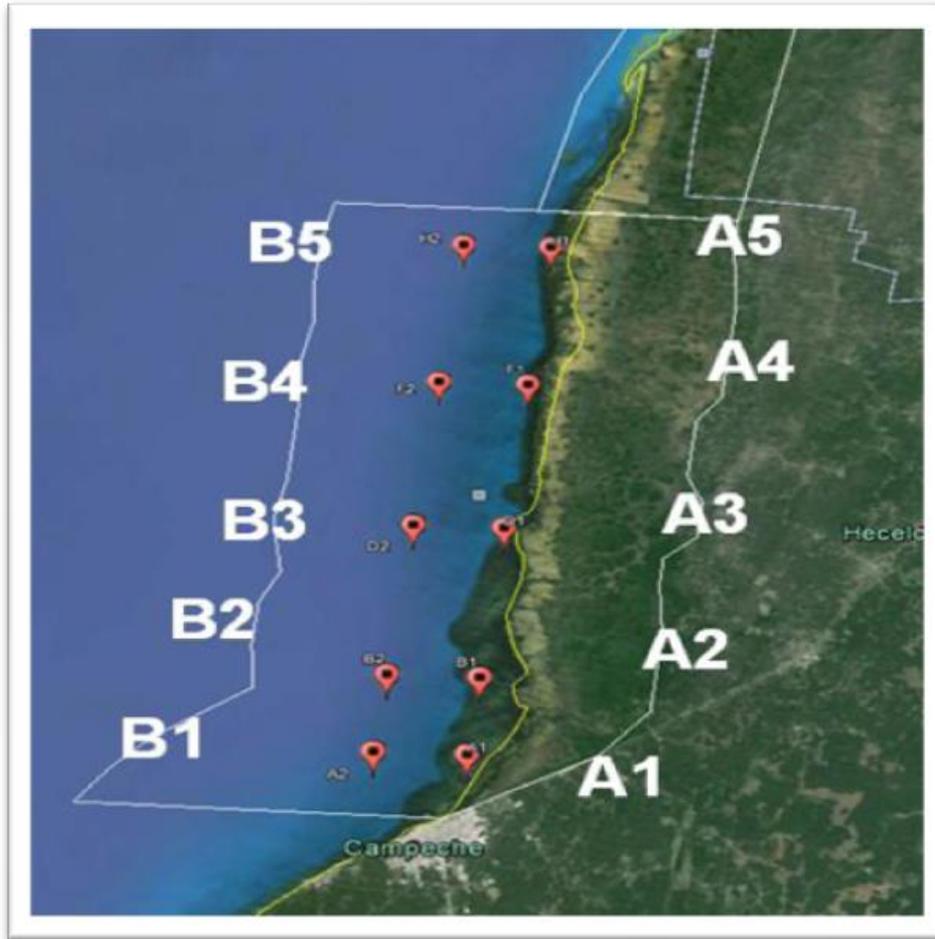


Figura 3. Sitios de muestreo en la Reserva de la biosfera (Mapa tomado de Google Earth).

Con base en la información de extensión y presencia de pastos marinos recabada en muestreos anteriores se establecieron 10 estaciones para la toma de muestras de este proyecto. Efectuando dos transectos paralelos a la línea de costa (A y B). En estas estaciones (Figura 3) se colectaron muestras de pastos marinos *Thalassia testudinum*

y sedimentos; al mismo tiempo se registraron los parámetros de profundidad, salinidad, temperatura, pH, oxígeno disuelto con un equipo multiparamétrico YSI 556 MPS (Multi-Probe System); asimismo se tomaron muestras para evaluar nutrientes en agua y en agua intersticial, las cuales se conservaron en una hielera para su posterior análisis en el laboratorio de pastos marinos del departamento de Hidrobiología y en el laboratorio de residuos sólidos del departamento de Biotecnología en la UAM-I

Colecta de pastos: La obtención de los pastos se realizó en los meses de diciembre y febrero pertenecientes a la época de nortes, para el análisis de metales traza, se efectuó con un nucleador de acrílico de 15 cm de diámetro y 42 cm de altura (Figura 4a), con el fin de obtener la biomasa aérea y subterránea. Las hojas de los pastos marinos fueron cuidadosamente introducidas en el nucleador para evitar su rompimiento.

Posteriormente en una bolsa de malla de 1mm (Figura 4b) se tamizó la muestra para separar los pastos de los sedimentos, los pastos fueron empacados en bolsas de plástico y almacenados en hieleras.

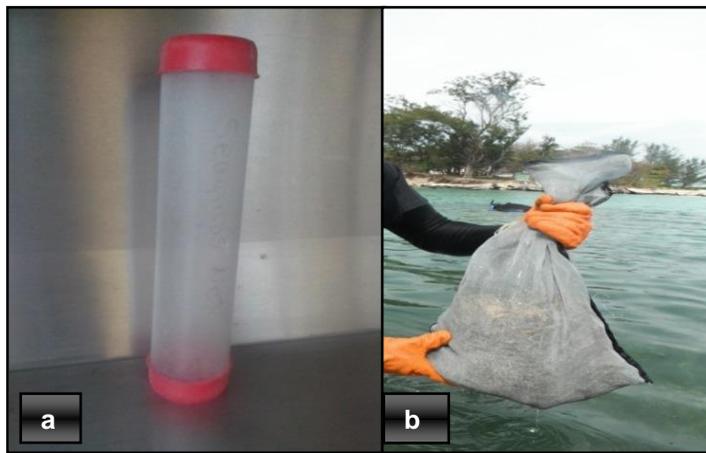


Figura 4. Nucleador (a) y malla de tamizado (b) para pastos marino.

Colecta de sedimentos: Los sedimentos se colectaron con núcleos de acrílico de 5 cm de diámetro y 40 cm de longitud (Figura 5b). Para extraer la muestra (tubo de PVC) se utilizó un nucleador de acero inoxidable (Figura 5a). Las muestras se preservaron a baja temperatura en hieleras hasta su procesamiento en el laboratorio.

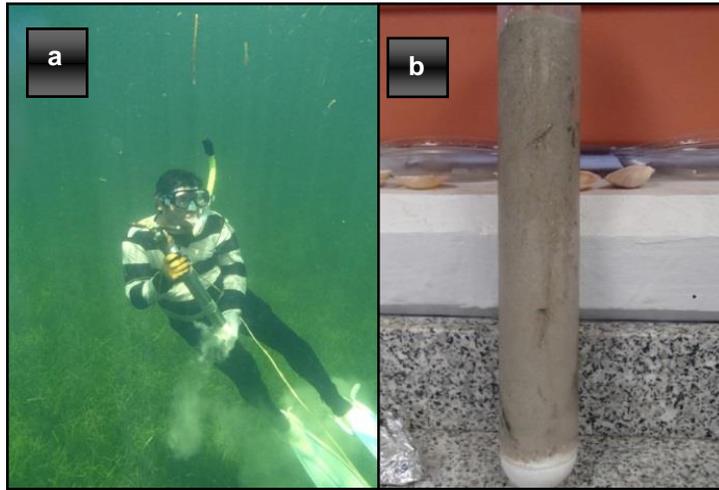


Figura 5. Nucleador de acero inoxidable (a) y nucleó de acrílico para carbono orgánico (b)

6.2. Laboratorio

Para el análisis de Carbono Orgánico y textura sedimentos se llevó acabo en el laboratorio de pastos marinos del departamento de Hidrobiología en la UAM-I.

6.2.1. Análisis granulométrico de los sedimentos

El análisis de textura de sedimentos se realizó por el método de tamizado en seco que consiste en fraccionar las muestras por tamaños a través de tamices (Figura 6) de acuerdo a la escala de tamaños de Wentworth (1922) (Tabla 2), posteriormente se llevó

las fracciones resultantes a una balanza para el cálculo de los pesos para así agrupar los tamaños de sedimento en gránulos, arenas y sedimentos finos (limos y arcillas).

Grupo de sedimentos	Tamaño de clases	Phi (Φ) unidades
Gránulos	Gránulo	-1.25 <
Arenas	A. muy grueso	-1
	A. gruesa	1.5
	A. mediana	2
	A. fina	2.5
	A. muy fina	3.5
Sedm.-fino	Limo	4 >
	Arcilla	

Tabla 2. Escala de tamaños de Wentworth (1922)



Figura 6. Tamizadora y tamices para el fraccionamiento de las muestras

6.2.1. Determinación de Carbono Orgánico (C.O. %)

En el laboratorio se procedió a segmentar los núcleos de sedimento y se tomaron 10 o 15 cm de la parte superior de cada una de las muestras. Los sedimentos se secaron en una estufa durante 48hr a 60°C. El porcentaje de C.O. se determinó mediante la técnica propuesta por Gaudette et al, (1974) que consiste en tamizar los sedimentos en una malla de 0.0625 mm, enseguida se realiza una oxidación con dicromato de potasio y ácido sulfúrico concentrado, posteriormente se hace una titulación con sulfato ferroso. Las muestras se procesan por duplicado y con dos blancos por cada corrida (Figura 7).

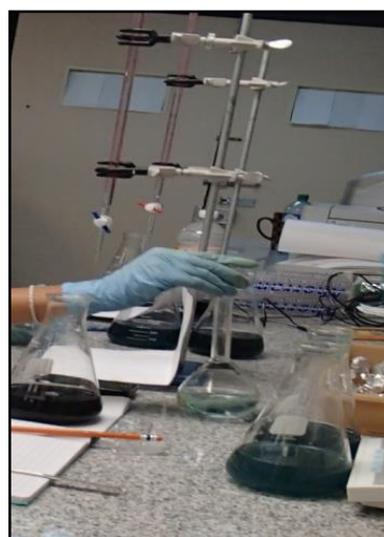


Figura 7. Proceso de muestras de Carbono orgánico

6.2.2. Metales traza.

El análisis de metales se llevó a cabo en el laboratorio de residuos sólidos del Departamento de Biotecnología en la UAM-I. A las muestras de pastos marinos se les eliminó la presencia de epifitas con un raspado y ya limpias se secaron a 60°C durante 48hr. Se fraccionaron los tejidos de los pastos marinos en hojas y rizomas y estas submuestras se maceraron en un mortero. De cada una de ellas se pesó 1g por muestra de tejido y se le añadió 5 ml de ácido nítrico HNO_3 y 4 ml de agua desionizada. Para los sedimentos se realizó el mismo tratamiento (USEPA SW846 3050B).

Ya con el ácido nítrico, tanto las muestras de pastos como las de los sedimentos, se sometieron a digestión en un microondas marca Mars durante 15 minutos. Una vez frías las submuestras se filtraron con filtros de microfibras (GF/C) Whatman. Para cuantificar las concentraciones de metales, se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica marca SHIMADZU AA-6300 (USEPA SW846 7000B) (ANEXO1) (Figura 8).



Figura 8. Espectrómetro de absorción atómica - SHIMADZU AA-6300

Análisis de datos: Con la prueba t-student =.05 se comparó las diferentes variables a analizar en dos grupos de estaciones; el primer grupo que se encuentran cercano a la de línea costa, con el segundo grupo que se sitúa lejana a la línea de costa determinando si entre esos parámetros las diferencias son estadísticamente significativas. También se separaron grupos de observaciones (muestras) y se determinaron las posibles fuentes y zonas de los metales a estudiar. Para separar tales grupos se utilizó un programa de Componentes Principales modificado e implementado por Fernández de la Reguera (1983). El análisis de Componentes Principales es una herramienta estadística, que pertenece al grupo de los análisis multivariados. El análisis de Componentes Principales permite agrupar las observaciones, en base a las mejores combinaciones lineales de variables y por otro lado permite eliminar variables que no tienen importancia en la agrupación de las observaciones.

La evaluación de la eficiencia de bioacumulación de los metales a estudiar en los tejidos de *Thalassia testudinum*, se ocupó el factor de bioconcentración; definido como la relación entre las concentraciones de metales de los tejidos del pasto marino y el sedimento.

El factor de bioconcentración (FBC) se calculó de la siguiente manera:

$$FBC = C_b / C_s$$

dónde: C_b es la concentración de metal en el tejido y

C_s es la concentración de metal en el sedimento (Lafabrie et al., 2007).

7. Resultados y Discusión

7.1. Parámetros fisicoquímicos:

En las estaciones **A** (orilla), la profundidad fue de 1 a 2 m, mientras que en las estaciones **B** (fuera) las profundidades fueron de entre 3 y 4 m. Las temperaturas superficiales del mar registradas en las estaciones **B** tuvieron valores similares con un promedio de 26.5 °C; y en las estaciones **A** la temperatura varió de 26 a 29 °C. La salinidad más alta se registró en las estaciones **B** (32.5 - 38 ups); y para las estaciones **A** la salinidad fue menor (26 a 35 ups). Con respecto al pH en los transectos ubicados al sur de la Reserva, cerca de la ciudad de Campeche (1, 2 y 3), se registraron valores entre 8.1 y 8.5 de pH, en los transectos ubicados al norte de la Reserva (4 y 5) los valores fueron más altos y oscilaron entre 8.5 y 8.8.

7.2. Textura de los sedimentos

Para el análisis de resultados primero se examinó la textura de los sedimentos en donde se desarrollan las comunidades del pasto marino *Thalassia testudinum* (Tt) dentro la Reserva los Petenes: esto, con el fin de conocer si el suelo de este lugar es una de las posibles fuentes de los metales que pueden absorber las comunidades de Tt. En los sedimentos, los ciclos de varios elementos químicos, particularmente el flujo del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre, son afectados por las reacciones geoquímicas llevadas a cabo en la interface agua-sedimento por diferentes compuestos y gases, como ocurre en el intercambio y la difusión de iones disueltos o adsorbidos (Kennish, 1986).

Con la escala de Udden-Wentworth, el tamaño de los sedimentos se clasificó en: gránulos (4-2mm), arenas (2-0.074) y sedimento fino (< 0.065mm). En las tablas 3 y 4, se observa que el mayor porcentaje corresponde a las arenas (30.5-71%), seguido de los sedimentos finos (7.4-59.7%) y por último los gránulos (0-40%). En las estaciones A

y B, es claro el predominio de las arenas (Figura 9). Las arenas están constituidas fundamentalmente por granos de minerales como el cuarzo (que es un sedimento silíceo), aunque puede incluir otros minerales como el feldespato y la augita entre otros (Hesp, 2000; Nordstrom *et al.* 1990).

Tabla 3. Porcentaje de texturas de los sedimentos por estación de la RBLP

Grupo de sedimentos (%)	A1	B1	A2	B2	A3	B3	A4	B4	A5	B5
Gránulos	0.0	25.0	16.3	15.3	30.1	40.0	10.0	16.7	9.8	11.3
Arenas	47.6	61.1	68.5	71.1	52.0	52.5	37.9	49.5	30.5	34.9
Sed. finos	52.4	13.9	15.2	13.6	17.9	7.4	52.0	33.8	59.7	53.9

Tabla 4. Porcentajes totales promedios, desviación estándar, máximos y mínimos de la textura de los sedimentos de la RBLP.

Grupo de sedimentos (%)	Promedio	Desvs.	Max	min
Gránulos	17.5	11.5	40.0	0.0
Arenas	50.6	13.7	71.1	30.5
Sed. finos	32.0	20.6	59.7	7.4

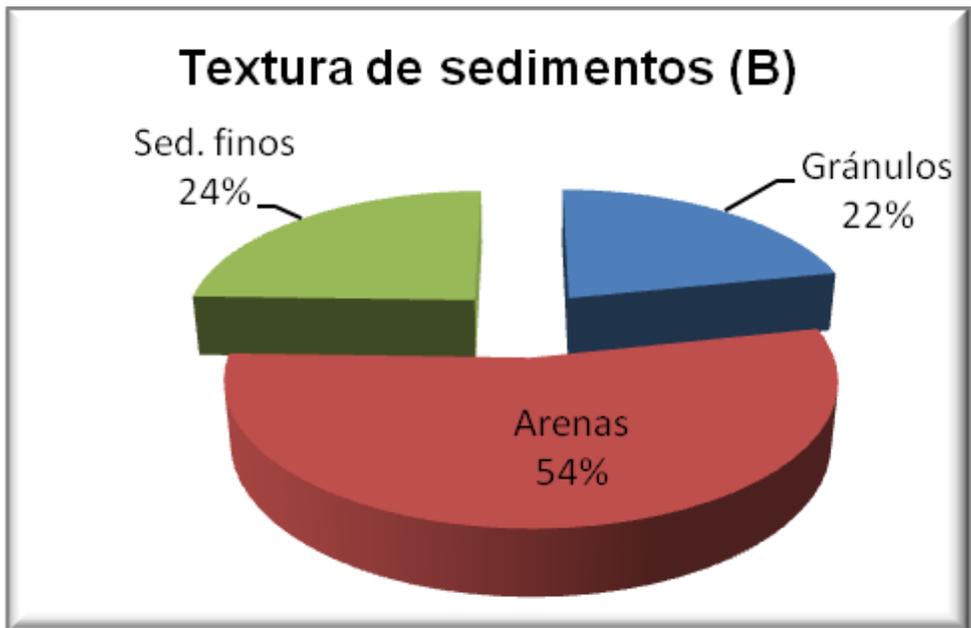
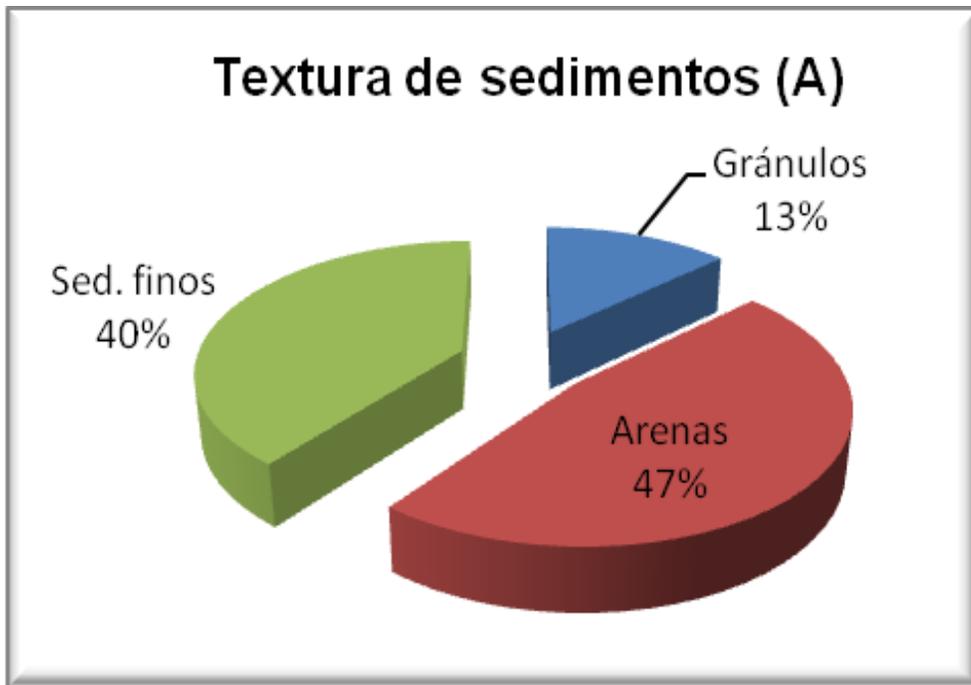


Figura 9. Porcentajes totales de las estaciones de fuera (A) y orilla (B) por tamaño de sedimento (gránulos, arenas y sedimento fino).

La plataforma continental del Golfo de México (donde se localiza la RBLP) se caracteriza porque en ella se realiza una importante precipitación química de carbonato de calcio, anhidrita, la sedimentación de fragmentos de organismos calcáreos y cambios glacioeustáticos del nivel del mar y por tanto de las formas kársticas resultantes (Figura 10), al haber quedado expuesta a los procesos atmosféricos (Bryant *et al.*, 1991). La naturaleza química y física de la arena de las costas depende del material original, en el caso de la costa de la RBLP encontramos que las arenas y los gránulos están compuestos por restos de exoesqueletos calcáreos de organismos marinos como son gasterópodos, bivalvos y algas del género *Halimeda*. Por esta razón en todas las estaciones se observaron altos porcentajes de arenas tanto en las estaciones cercanas a la línea de costa (A) como en las que se encuentran alejadas (B)

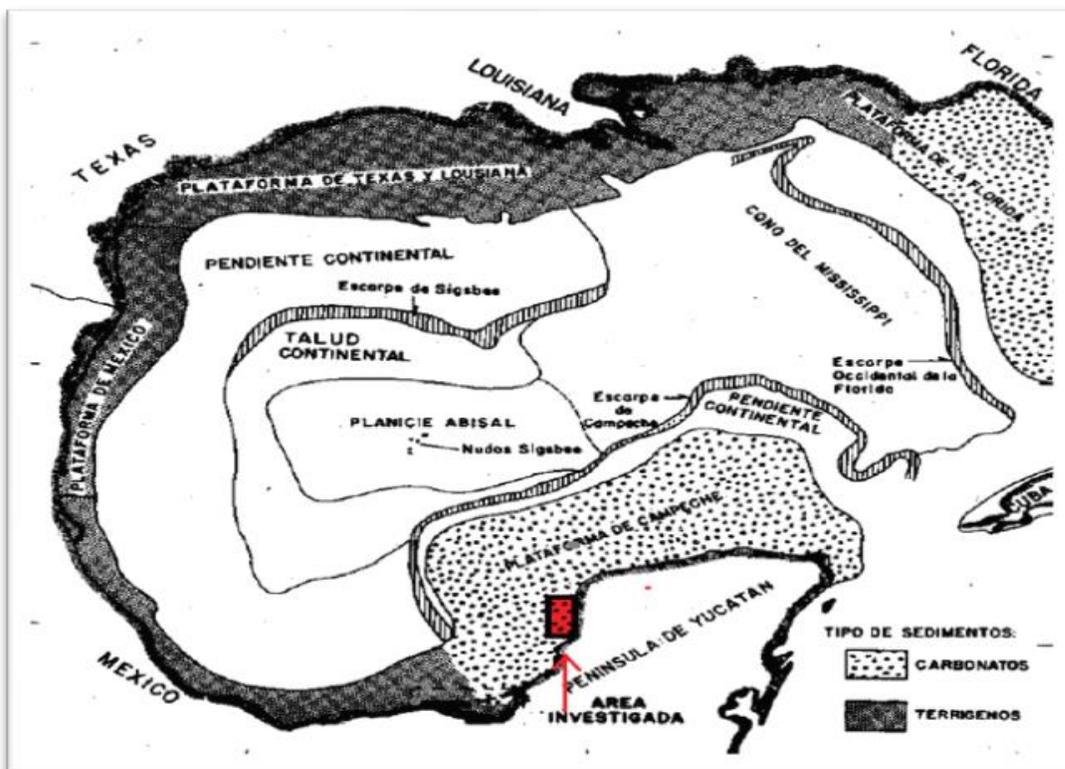


Figura 10. Distribución de los sedimentos carbonatados y terrígenos en la plataforma continental del Golfo de (tomado de Ewing et al., 1958) y el área de investigación

Para el caso de los sedimentos finos, se observó claramente que los porcentajes en todas las estaciones “A” fueron mayores que en las estaciones “B” (Figura 11). Estos altos porcentajes en las estaciones “A” cercanas a la costa, son el resultado del aporte de sedimentos de origen terrígeno con sedimentos arcillosos los cuales son arrastrados a través de los canales de corrientes de baja intensidad y que afloran como “ojos de agua” a lo largo de toda la Reserva, distribuyéndolos hacia la zona marina. De acuerdo con Flemming (2000) los sedimentos finos son segregados progresivamente desde limosos a arcillosos los cuales denotan procesos de depositación bajo condiciones de baja energía. Los suelos de la Reserva en la línea de costa se clasifican como tipo Gleysol (arcillas oscuras) (CONANP 2006).

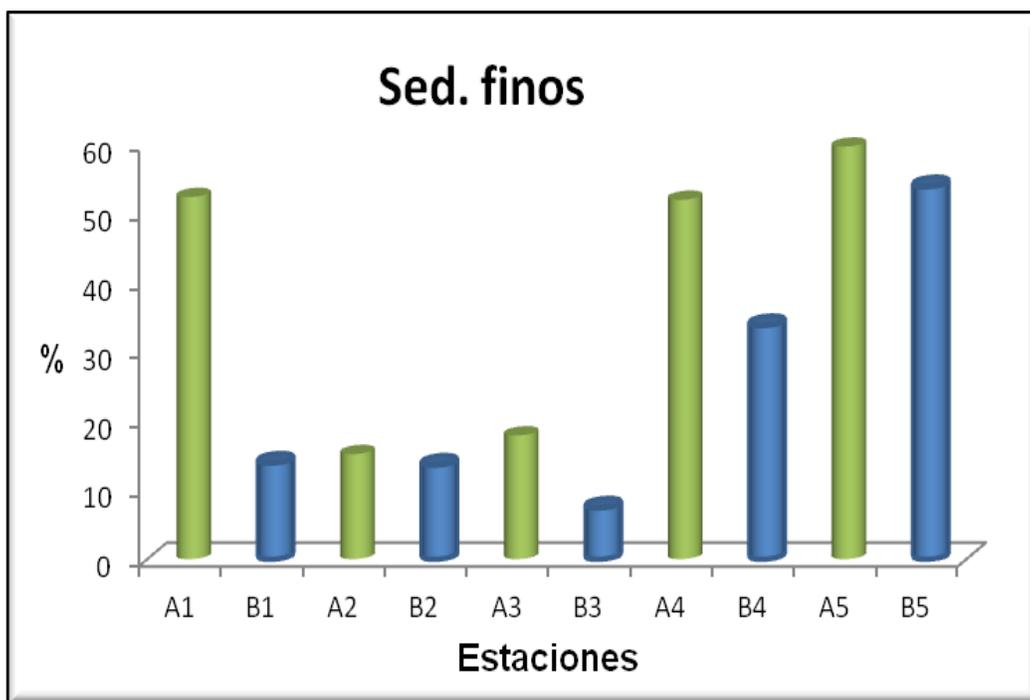


Figura 11 Porcentaje de sedimento fino (%) de las estaciones de orilla (A I) y fuera (B I) en la Reserva de Petenes.

En la RBLP se desarrollan comunidades de Vegetación Acuática Sumergida (VAS) constituidas por varias especies de pastos marinos y macro algas, los cuales forman uno de los ecosistemas de mayor extensión en nuestro país. Los pastos marinos son reconocidos por su función estabilizadora de sedimentos ya que con sus hojas atrapan los sedimentos y mediante su sistema de rizomas y raíces los fijan y estabilizan en el suelo, evitando la resuspensión y ejerciendo una función protectora de la línea de costa, contra fenómenos naturales como huracanes y tormentas previniendo la erosión (Martínez, 2008). Colindando con la VAS se desarrolla a lo largo de la costa de la RBLP una gran extensión de manglar, que también contribuye al aporte de sedimentos terrígenos con sedimentos finos, los cuales se acumulan más en la zona de las estaciones “A”, que en las estaciones alejadas de la costa “B”. La textura de sedimento también está compuesto por turba, producto de los restos de materia orgánica vegetal disgregada y parcialmente descompuesta como consecuencia de condiciones ambientales pobres en oxígeno y con exceso de agua, procedente de una gran diversidad vegetal, tanto acuática como terrestre en el área de la RBLP (Núñez, 2009).

Las estaciones A5 (52%), B5 (59.7%) y A4 (53.7%) cercanas a Huaymil, tienen altos porcentajes de sedimentos finos, ya que en este sitio existen islas barrera originadas por la sedimentación de acarreo costero además de corrientes superficiales perennes que se originan en manantiales y desembocan en el Golfo de México (CONAP. 2006), transportando el sedimento fino a dichas estaciones.

Para la estación A1 (52.4%) el porcentaje de sedimento fino también resultó alto, posiblemente por la poca profundidad (0.5m) de este sitio, favoreciendo la sedimentación por la baja energía de la corriente. Además, este sitio es aledaño al muelle de la ciudad de Campeche, que impide el flujo de las corrientes y facilita la sedimentación.

7.3. Carbono orgánico

Los ecosistemas costeros como la RBLP son reconocidos por ser altamente productivos y constituir reservorios importantes de materia orgánica, la cual se deposita principalmente en la fase sedimentaria (Alongi, 1998). La materia orgánica es un parámetro importante que afecta a la distribución de los elementos traza, en suelos y sedimentos acuáticos (Sanei & Goodazi, 2006; Kainz *et al*, 2003; Johansson, 1994; Rhoton & Bennet, 2009). Debido a su complejidad, la materia orgánica se mide como carbono orgánico total.

El carbono orgánico en el área de estudio, presentó concentraciones mayores en las estaciones A con un promedio de 7.33% mientras que en las estaciones B el promedio fue de 3.10 % (Tabla 5). En la figura 12 se puede observar que en todos los transectos las estaciones A presentaron valores superiores a los de las estaciones B respectivamente resultando diferencias significativas entre estas dos zonas (t-student =.05). Las mayores concentraciones en las estaciones “A” se puede atribuir al aporte de altas cantidades de materia orgánica derivada de la presencia de vegetación sumergida (pastos marinos) y marginal como es el caso del manglar (Gutiérrez *et al*. 2000). Sin descartar el aporte por fitoplancton (Alongi 1998). La fauna también tiene un papel importante en el aporte de materia orgánica ya que los pastos marinos sostienen una alta diversidad de organismos, principalmente gasterópodos y bivalvos. Los sedimentos son un factor muy importante en el control de la ecología de los ecosistemas costeros acuáticos, ya que generalmente presentan concentraciones considerables de elementos traza, nutrientes y materia orgánica (Kennish, 1986).

Tabla 5. Promedio, desviación estándar y máximos y mínimos de Carbono orgánico de estaciones de orilla (A) y fuera (B).

	Promedio	Desvs.	Max.	Min.
A	7.33	2.13	9.07	3.63
B	3.10	1.03	4.14	1.70

Los resultados de tamaño de grano y C.O. coinciden con lo observado por Valette (1993), en cuanto a que el tamaño de grano de los sedimentos influye en la cantidad de materiales orgánicos que están presentes existiendo una relación inversamente proporcional entre la distribución de M.O. y el tamaño de grano así, en este estudio, el tamaño de grano del sedimento tiene una correlación de (Pearson) ($\alpha=0.05$) de 0.4572, teniendo sus mayores concentraciones en las estaciones “A” en comparación con las estaciones “B” (Figura 13).

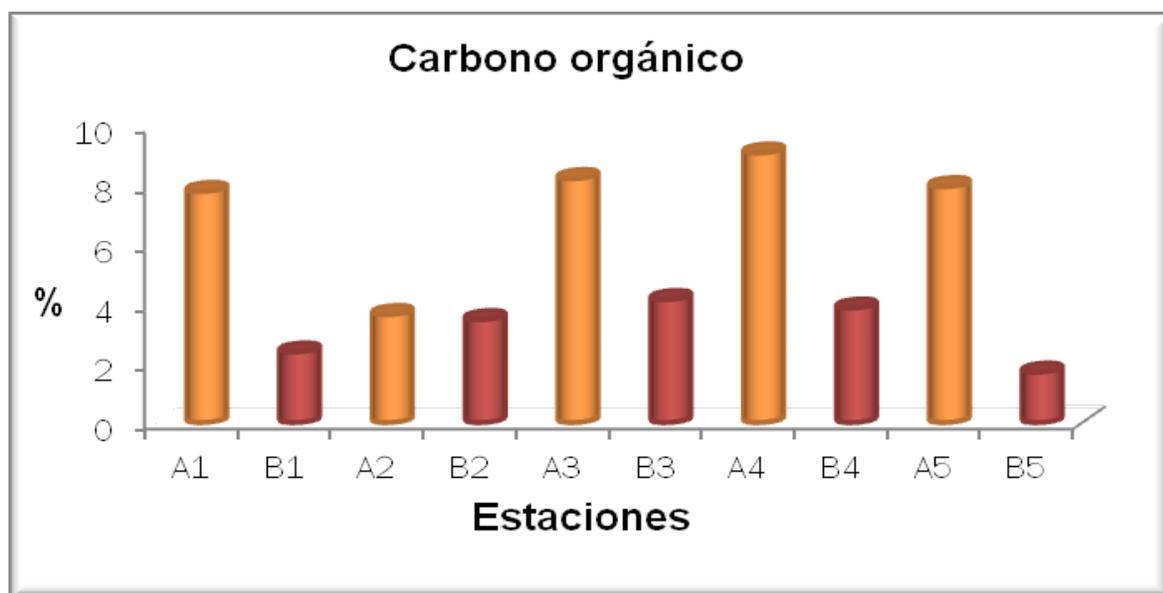


Figura 12 Porcentaje de Carbono orgánico (%) de las estaciones de orilla (A ■) y fuera (B ■) en la Reserva de Petenes.

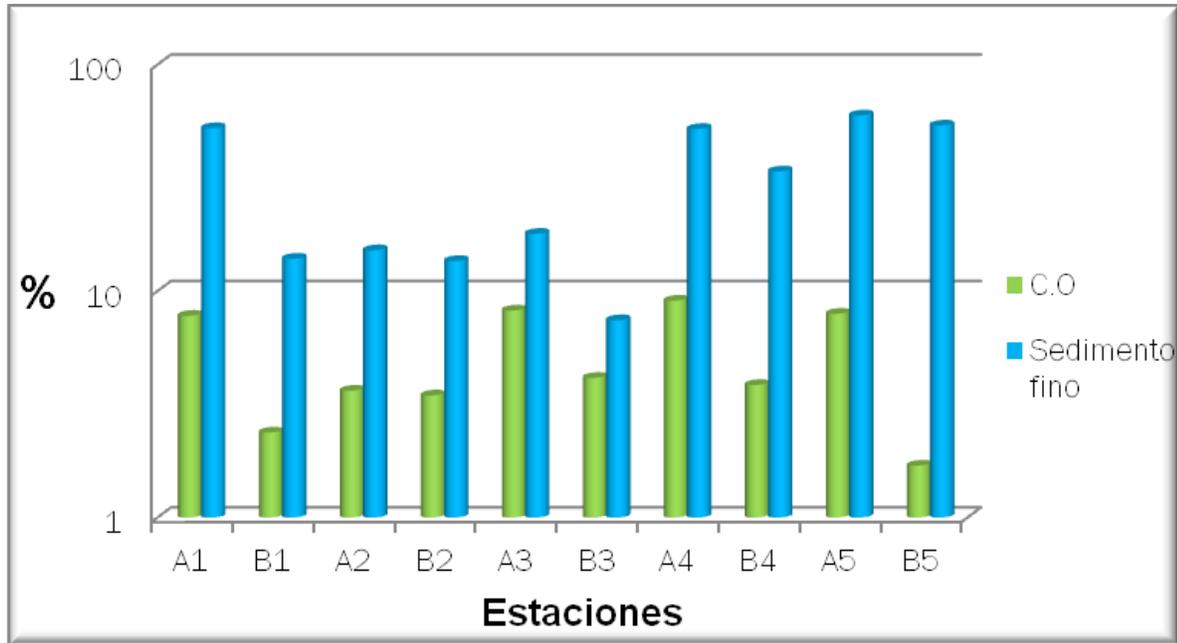


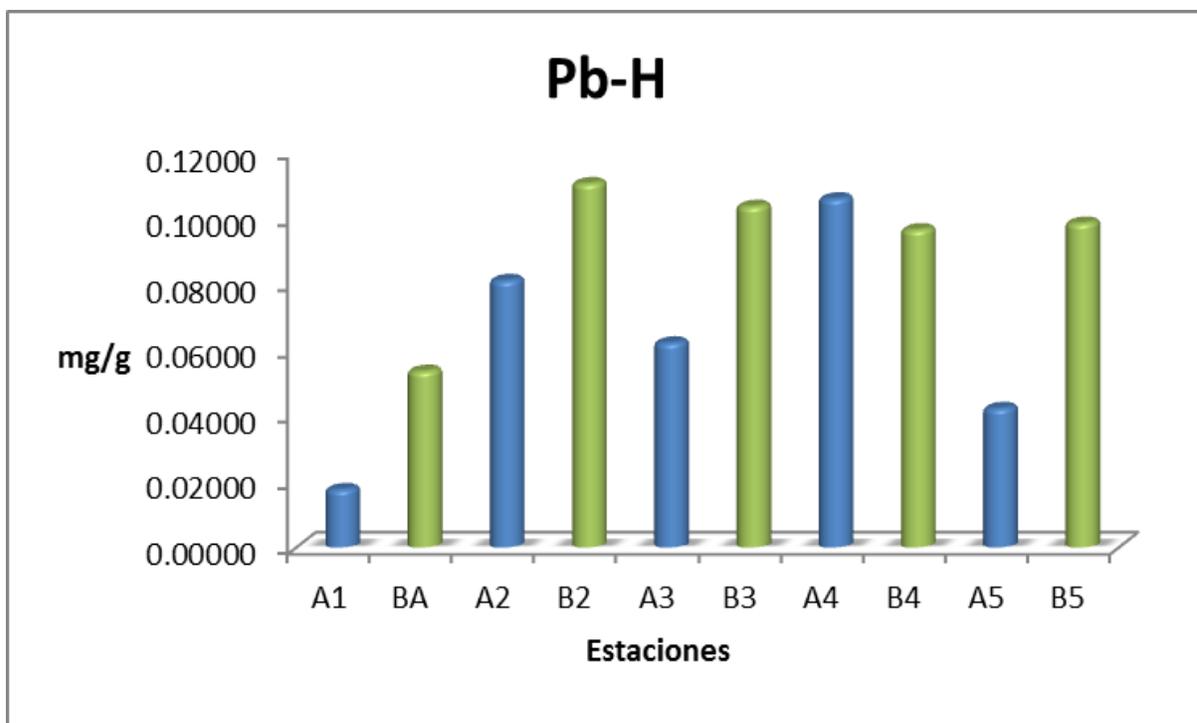
Figura 13. Porcentaje de sedimento fino y carbono orgánico en los sedimentos de la RBLP.

7.4. Metales

Los pastos marinos como bioindicadores son una herramienta para la medición de diferentes contaminantes. En este estudio hemos podido probar que *Thalassia testudinum* es un pasto marino que cumple con los requerimientos de un buen bioindicador para el caso de metales, ya que nos da una visión de las probables fuentes y focos de contaminación, así mismo, representan uno de los más ricos e importantes ecosistemas marino-costeros del mundo, que soporta especies clave y ecológicamente fundamentales de todos los niveles tróficos (Orth et al., 2006). Los bioindicadores proveen información sobre las condiciones de los sistemas naturales con el fin de establecer diagnósticos tempranos, llevar un control eficiente, evaluar las medidas de manejo y conservación y de ser necesario, tomar nuevas decisiones con efectividad y a tiempo.

El conocimiento de la concentración y distribución de metales en el medio marino conduce a una mejor comprensión de su comportamiento en el medio acuático y del riesgo que pudieran representar tanto para la fauna como para el ser humano (Forstner y Wittmann 1979). Debido a la heterogeneidad de los sedimentos, a los procesos naturales y a las actividades humanas, las concentraciones de metales pueden variar notablemente en distancias muy cortas (Luo et al. 2007).

En el análisis de metales con el método utilizado, solo el Pb y Cd se detectaron tanto en sedimentos como en los tejidos de pastos (Figura 14 y 15). En cuanto a los metales no detectados (Cr, Mn y Ni) es posible que las concentraciones de estos sean tan bajas que no alcanzan el límite de detección de la técnica utilizada.



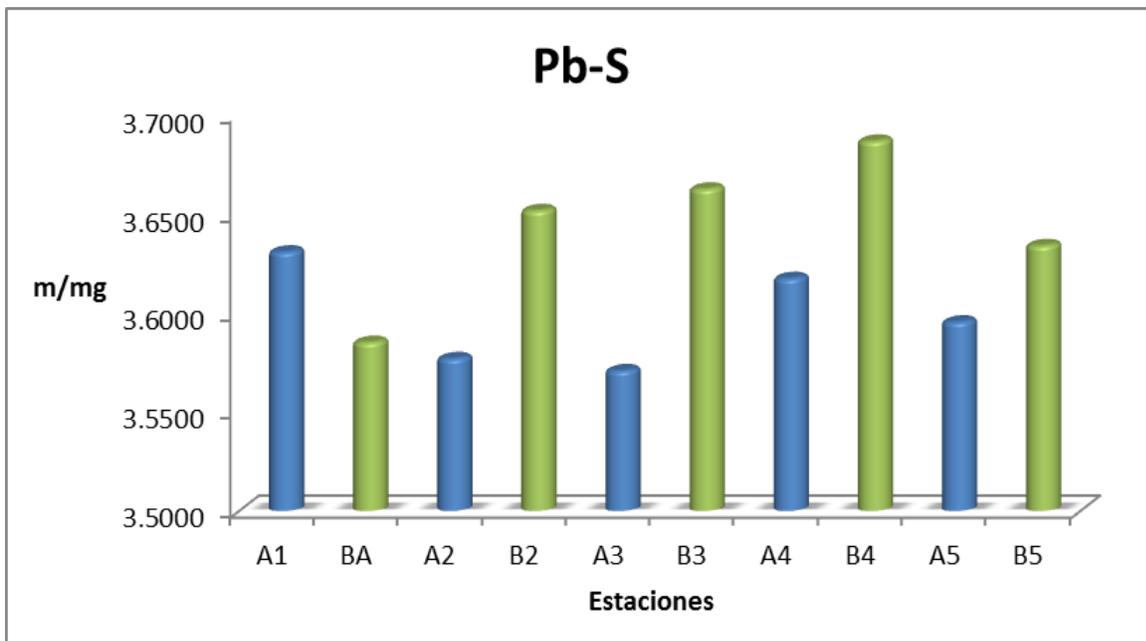
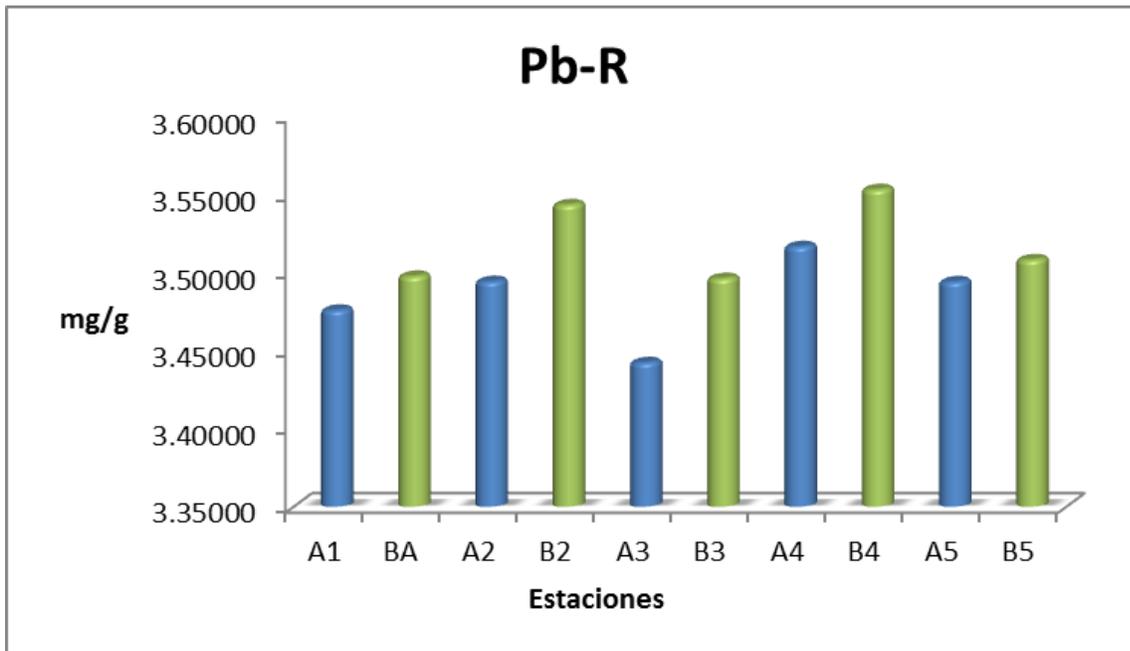
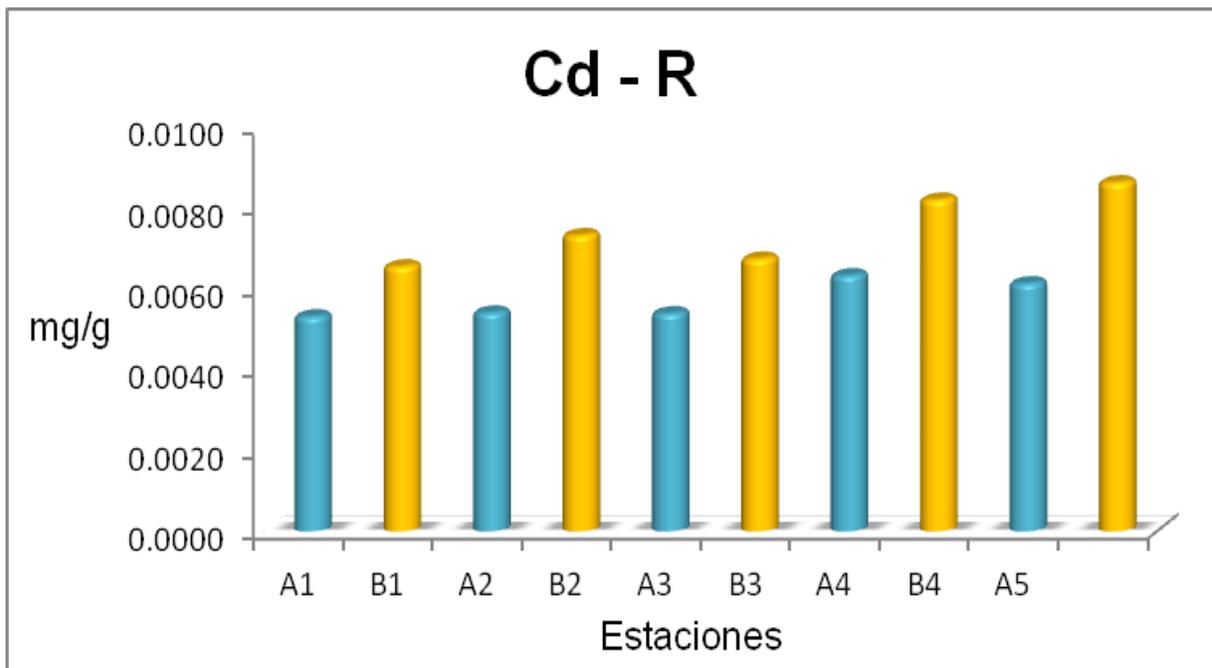
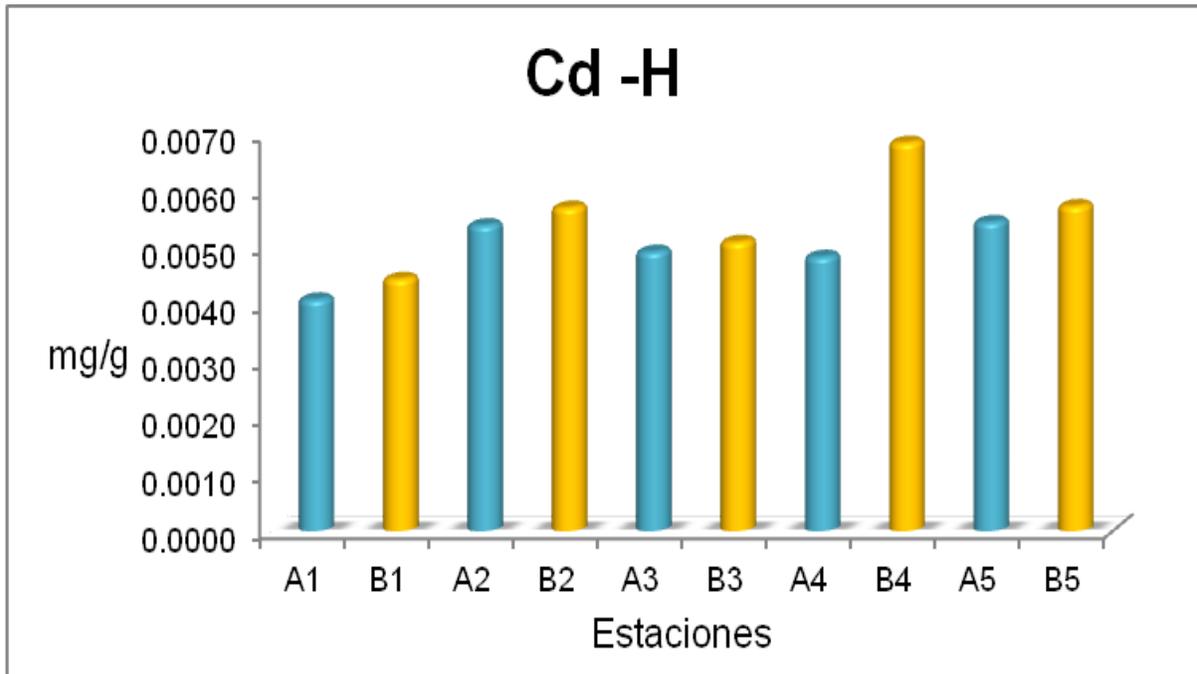


Figura 14. Concentraciones de Pb m/mg en los tejidos (R-rizomas y H-hojas) y S-sedimentos de *Thalassia testudinum* en la RBLP



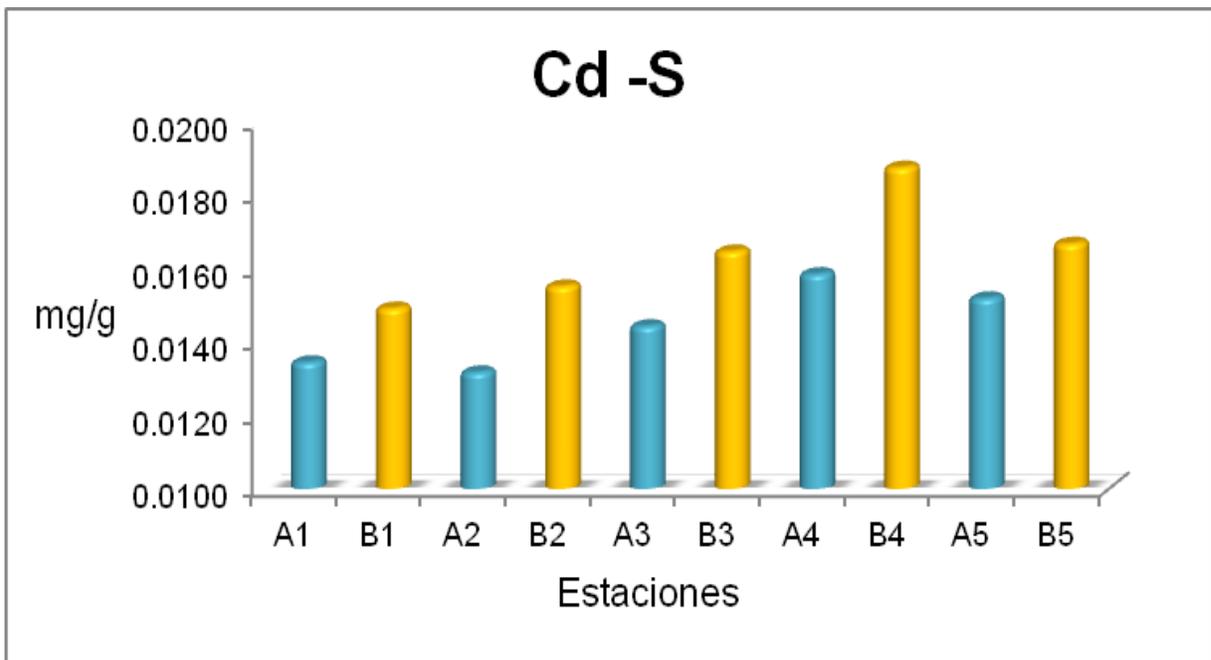


Figura 15. Concentraciones de Cd m/mg en los tejidos (R-rizomas y H-hojas) y S-sedimentos de *Thalassia testudinum* en la RBLP

Las concentraciones de Pb tanto en rizomas de *T. testudinum* como sedimentos fueron altas respecto a las hojas, con promedios de 3.475 mg/g y 3.630 mg/g respectivamente, las hojas presentaron bajas concentraciones, con valores de 0.017 a 0.110 mg/g. Para el caso espacial no hubo diferencias significativas t-student ($p < 0.05$) entre hojas A y B, rizomas A y B, y hojas A y B. En cuanto a las estaciones el rango de concentraciones es de 0.017 a 0.110 mg/g para hojas, de 3.442 a 3.553 y para sedimentos de 3.570 a 3.686 mg/g (Tabla 9).

En el caso del Cd, los valores promedio en los tejidos (hojas y rizomas) y en sedimentos fueron bajos (0.005, 0.007 y 0.015mg/g), resultando diferencias no significativas t-student ($p < 0.05$) entre zonas de fuera y orilla respecto a sedimentos A y B, rizomas A y B y hojas A y B. Y para las estaciones el rango de concentraciones es de 0.004 a 0.007 mg/g para hojas, de 0.005 a 0.009 y para sedimentos de 0.013 a 0.019 mg/g.

Las concentraciones de Pb y Cd analizadas en este estudio, presentan niveles por debajo del valor de referencia (8.7 mg/g y 1.3 mg/g) reportado por Noriega (2001) para zonas contaminadas, en muestras de *Thalassia testudinum* del Sistema Arrecifal Veracruzano, a partir de la Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005 que establece las características de los residuos peligrosos y el listado de los mismos y los límites que hace a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente y que considera un máximo de 1.0 mg/g para Cd y 5.0 mg/g, para Pb, estos límites son un punto de referencia sobre lo que se considera contaminado. Por lo que los resultados de Pb y Cd en este estudio, indican que la RBLP es una zona no contaminada.

Algunas sustancias que se liberan en el medio ambiente a través de procesos naturales o actividades humanas, pueden entrar en los ecosistemas acuáticos en la fase de partículas. Estas partículas pueden ser depositadas en los sedimentos del lecho donde los contaminantes pueden acumularse con el tiempo. Por lo tanto, los sedimentos pueden actuar como depósitos a largo plazo de los productos químicos, poniendo en riesgo al medio ambiente acuático y para los organismos que viven en o que tengan contacto directo con los sedimentos. Debido a que los sedimentos comprenden una componente importante de los ecosistemas acuáticos, proporcionando hábitat para una amplia gama bentónica y epibentónica de organismos, la exposición a ciertas sustancias en los sedimentos representa un peligro potencialmente significativo para la salud de los organismos. Una evaluación efectiva de este riesgo requiere una comprensión de las relaciones entre las concentraciones de los productos químicos y los sedimentos asociados, así como de la aparición de efectos biológicos adversos. Las directrices de la calidad de los sedimentos son herramientas científicas que sintetizan la información con respecto a las relaciones entre el sedimento y las concentraciones de

productos químicos y los efectos biológicos adversos derivados de la exposición a estas sustancias químicas. (Canadian Environment, 1999).

En México, no existe una normatividad que regulen la calidad de la matriz sedimentaria, con respecto a los límites permitidos de metales pesados, lo que conlleva a utilizar criterios internacionales de calidad para evaluar la contaminación en sedimento. Existen ciertos criterios emitidos por la NOAA (2008), que son utilizados para indicar si alguna muestra de sedimentos es tóxica, en este sentido a continuación se mencionan algunos de ellos:

TEL (Treshold Effects Level), es la concentración por debajo de la cual es poco probable encontrar efectos adversos.

PEL (Probable Effects Level), es la concentración arriba de la cual frecuentemente se encuentran efectos adversos; y finalmente las concentraciones entre TEL y PEL indican que es probable encontrar efectos adversos en los organismos.

Para todas las estaciones muestreadas en el área de la RBLP, los valores tanto para Cd como para Pb están por debajo de los valores de referencia para sedimentos marinos establecidos por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, 2008), que propone un TEL de 0.68m/mg para cadmio y 30.24mg/g para plomo y un PEL de 4.21 m/mg para cadmio y 112 m/mg para plomo. Esto indica que es poco probable encontrar efectos adversos en las praderas de *Thalassia testudinum*, sin embargo, el Pb y el Cd son contaminantes con probabilidades de biomagnificarse en el siguiente nivel trófico (Tabla 6 y 7).

Tabla 6. Concentraciones de Cd (mg/g) en sedimentos de la RBLP comparados con valores de referencia (TEL y PEL) de la NOAA (2008).

Estaciones	Cadmio (Cd- mg/g)	NOAA mg/g	
	Sedimentos	TEL	PEL
A1	0.01345	0.68	4.21
B1	0.01318		
A2	0.01443		
B2	0.01585		
A3	0.01519		
B3	0.01492		
A4	0.01552		
B4	0.01647		
A5	0.01875		
B5	0.01668		

Tabla 7. Concentraciones de Pb (mg/g) y sedimentos comparados con valores de la NOAA (TEL y PEL) en la RBLP.

Estaciones	Plomo (mg/g)	NOAA mg/g	
	Sedimentos	TEL	PEL
A1	3.6309	30.24	112
B1	3.5852		
A2	3.577		
B2	3.6518		
A3	3.5709		
B3	3.6627		
A4	3.6175		
B4	3.6869		
A5	3.5955		
B5	3.6341		

Tabla 8. Concentraciones de Pb y Cd (promedios, desviación estándar, mínimos y máximos) en los tejidos (R = rizomas y H = hojas) y sedimentos (S) de *Thalassia testudinum* en la RBLP

	Pb-H (mg/g)	Pb-R (mg/g)	Pb-S (mg/g)	Cd -H (mg/g)	Cd-R (mg/g)	Cd -S (mg/g)
Promedio	0.061	3.5020	3.621	0.005	0.007	0.015
Desvest	0.031	0.031	0.039	0.001	0.001	0.002
Min.	0.017	3.442	3.570	0.004	0.005	0.013
Max.	0.110	3.553	3.686	0.007	0.009	0.019

Con esto podemos observar que las concentraciones de Pb y Cd se presentan en hojas, rizomas y sedimentos en todas las estaciones de la RBLP. Esto es posible que se deba a la presencia de varias fuentes antropogénicas. En el sur de la Reserva se encuentra la ciudad de Campeche con un drenaje deficiente, al oeste mar adentro se realizan actividades petroleras en plataformas de extracción de petróleo, tráfico de buques y también existen entradas de aguas subterráneas a lo largo de la Reserva. La presencia de metales también podría ser debida a la significativa contribución de la materia orgánica de los sedimentos costeros, los cuales desempeñan un papel importante en el ciclo de muchos metales (Ali et al., 2010) a través de la bio-absorción las exportaciones, la quelación, etc.

Las estaciones de muestreo se dividieron en dos zonas; cercana a la línea de costa (A) y alejadas a la línea de costa (B). Tanto los valores de Pb como de Cd son mayores en las estaciones B que en las estaciones A con una mínima diferencia en los tres compartimentos analizados (hoja, rizoma y sedimento) con una diferencia no significativa entre ellas (t-student = .05), salvo las estaciones A1 para Pb en sedimento

y A4 para Pb en hoja fueron menor respectivamente a B1 y B4 (Figura 16 y 17). Tomando en cuenta que las estaciones cercanas a la costa, el sedimento en su mayoría es fino y existe más materia orgánica por lo que la concentración de estos metales debería ser mayor en este transecto por el proceso de adsorción natural en sedimento y absorción de las plantas desde el sedimento. No obstante, los resultados indican que los contaminantes se acumularon en mayor concentración en el transecto lejano a la costa. Esto apunta a que las fuentes de metales son de tipo antropogénico ya que en la Reserva de Petenes el suelo contiene abundancia de carbonatado, descartando que sea un producto natural asociado a la geoquímica de los minerales que se forman a partir de las rocas madre (Lee et al.2006)

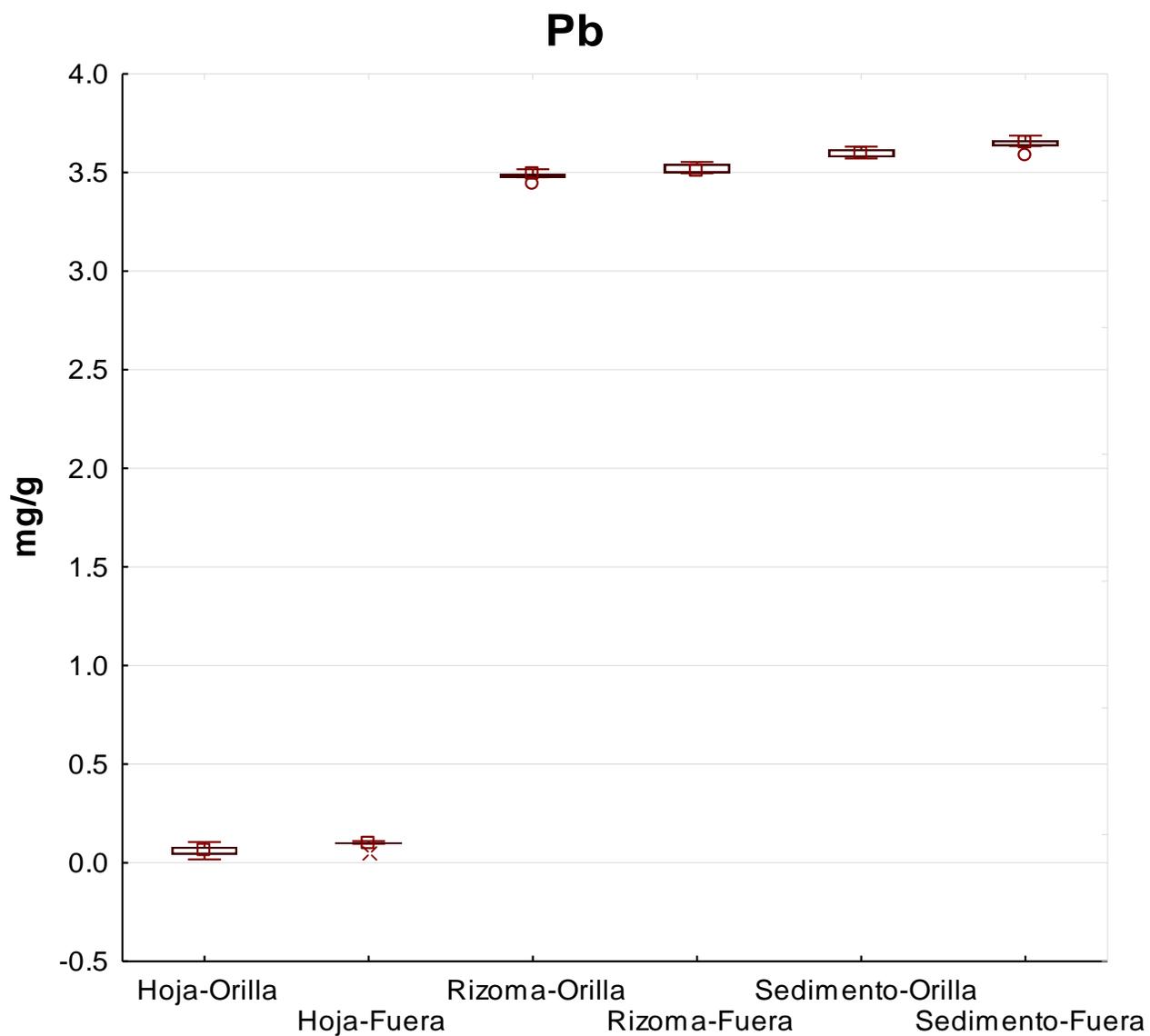


Figura 16. Concentraciones de Pb y Cd en sedimento y en los tejidos de *Thalassia testudinum*, por zona de muestreo (Orilla y fuera), en la RBLP.

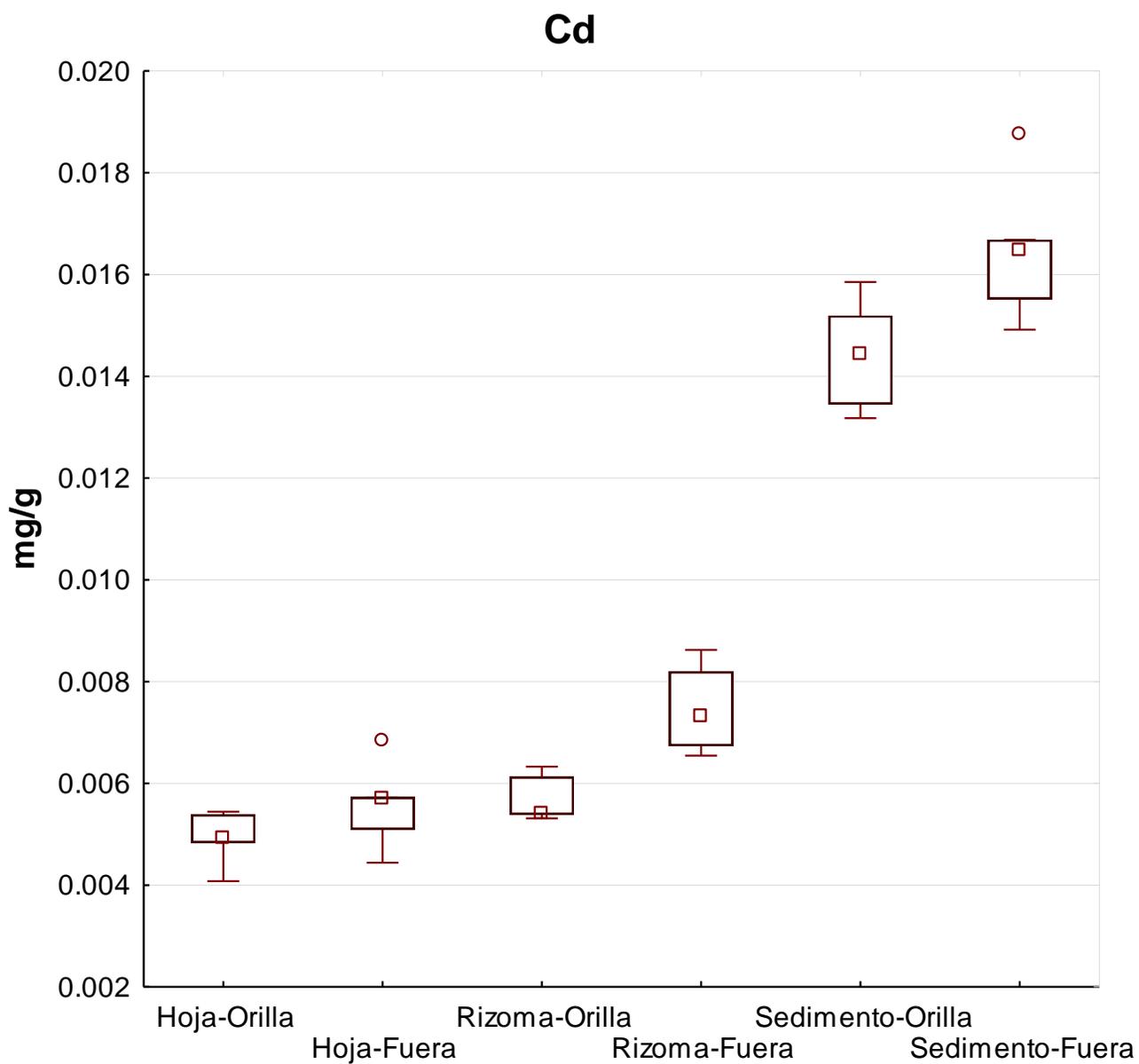


Figura 17. Concentraciones de Pb y Cd en sedimento y en los tejidos de *Thalassia testudinum*, por zona de muestreo (Orilla y fuera), en la RBLP.

}

Como ya se había mencionado la principal fuente antropogénica de Pb y Cd puede provenir de las actividades petroleras (Figura 18), que implica la posibilidad de impactos de contaminación por petróleo y sus derivados en el medio ambiente marino, asociados a los procesos de exploración, producción en altamar, transporte marítimo y submarino, operaciones de embarque y almacenamiento, accidentes en operaciones como rupturas de los oleoductos submarinos, accidentes de buques- tanque, derrames y explosiones de plataformas (García, 2006). Una vez que los metales como el Pb y Cd están expuestos en el medio marino, el intercambio de aguas oceánicas, la transición de materiales terrígenos y de sedimentos calcáreos, juegan un papel importante en el transporte de estos metales (Sánchez *et al.*, 1981; Yáñez *et al.*, 1983).

Los patrones de circulación del agua en la Reserva, derivan de una rama de la Corriente de Lazo, la cual forma un giro ciclónico dentro de la Sonda de Campeche (Capurro, 1972). Las corrientes, a una distancia no mayor de 180 km mar adentro, están influenciadas por los vientos dominantes: en verano (marzo-abril hasta agosto) se dirige al noroeste y en invierno va hacia el este (octubre a febrero). Este cambio se ve influenciado por el flujo de agua proveniente de la Corriente de Lazo, que al mezclarse con el giro ciclónico lo desvía hacia el Este (Monreal & Salas, 1990; Martínez & Pares, 1998). De esta forma los metales Pb y Cd son transportados hasta las praderas de pastos marinos en donde se encuentran biodisponibles para los pastos marinos.

Además, durante el otoño y el invierno, la región es afectada por el paso de tormentas, localmente llamadas "Nortes", (Salas *et al.* 1992a, Hernández *et al.* 1993) época donde se realizó este estudio. Adicionalmente, los vientos tienden a formar corrientes inerciales en la costa de Campeche, por lo que este tipo de corrientes en el Golfo de México son comúnmente asociadas a tormentas tropicales, huracanes y los Nortes. Por ejemplo, en septiembre del 2013 tres meses antes de este estudio en época de lluvias, el Huracán Ingrid de categoría 1, en el sur del Golfo de México se desplazó de forma lenta hacia el noroeste con altibajos en su intensidad, registrando vientos máximos de 140Km/h (CONAGUA, 2013), causando el desplazamiento de las masas de agua a partir de la zona donde se realizan las actividades petroleras en dirección hacia el banco de Campeche, en las que se transportan diversas partículas como es el caso del

Pb y el Cd.

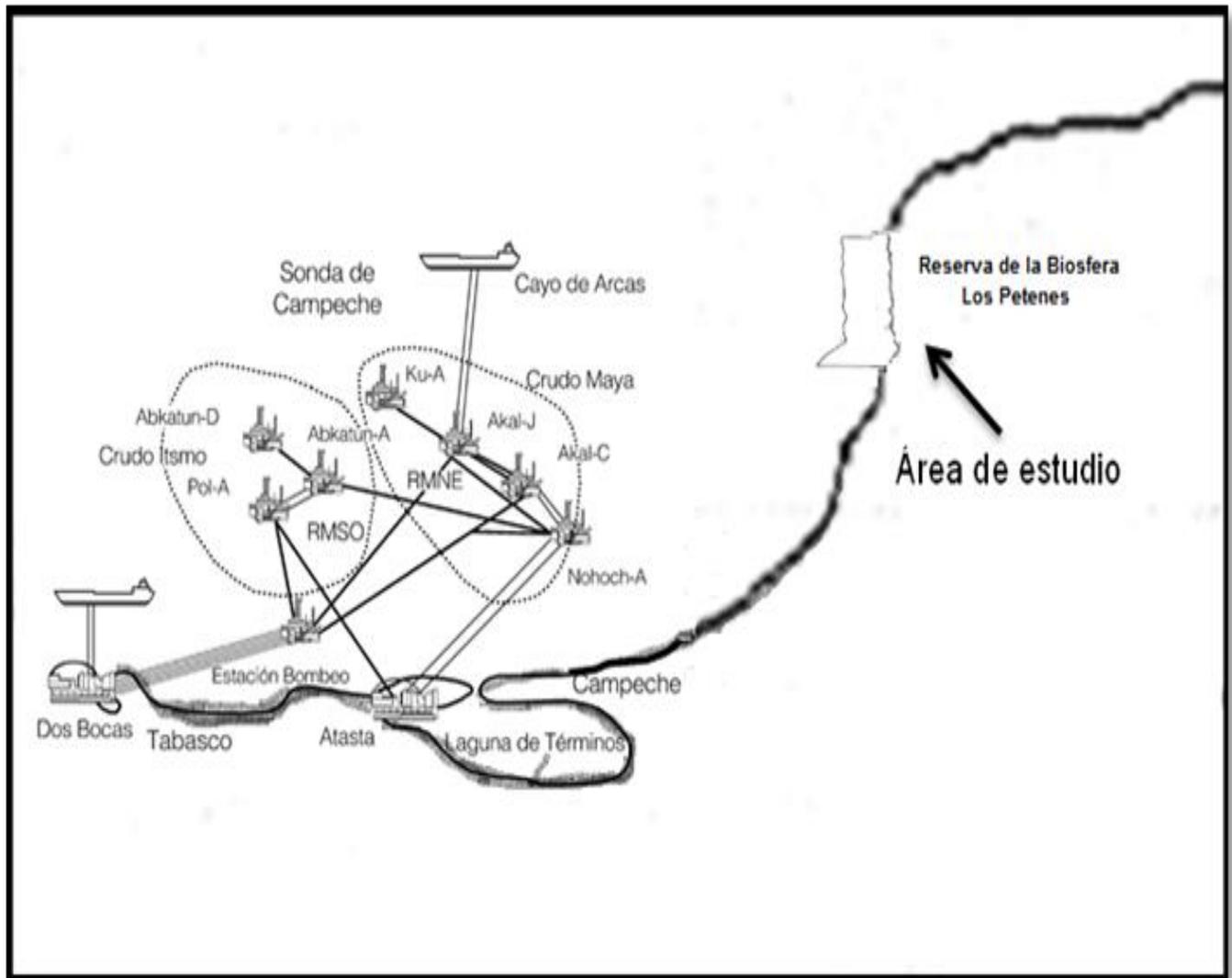


Figura 18. Instalaciones costa afuera: complejos de plataformas, oleoductos y monoboyas para la carga de buques tanque. Las líneas claras indican oleoductos, las gruesas gasoductos. (modificada de PEMEX, 2002a)

Bonilla (2009) analizó en la RBLP las concentraciones de Pb en los pastos de Tt en un solo sitio, como resultado obtuvo 4.79 mg/g, valor similar al de este estudio: Bonilla asocia el Pb a la presencia de la petrolera Ku-Maloob-Zaap que se encuentra cerca de su sitio de muestreo.

Las concentraciones en las hojas de *Thalassia testudinum* del área de la Reserva de Petenes, fueron menores que las de los rizomas de acuerdo a Kabata (2002) menciona en el caso del Pb es capaz de acumularse principalmente en las raíces de algunas plantas siendo mínima su presencia en otras partes u órganos de la planta, en contraste a los de los estudios de Valdespino (2005) y Whelan (2005). El primero reportó que las concentraciones de las hojas superan a las de los rizomas en la Laguna de Yalahau, Quintana Roo y el segundo encontró en pastos de la Laguna Madre, Texas, una menor diferencia, pero con la misma tendencia del estudio anterior. Estos sitios son cuerpos de agua semicerrados, a diferencia del área de la Reserva de Petenes que es un sistema costero abierto muy dinámico, influenciado directamente por las corrientes y mareas del Golfo de México.

Whelan *et al* (2011) realizó un análisis de las concentraciones de Pb en los tejidos de *Thalassia testudinum* en el Caribe antes y después de los Huracanes del 2005, registrando concentraciones mayores en hojas antes del paso del Huracán. Después del paso del Huracán las concentraciones de plomo disminuyeron notablemente en especial en el sitio de Nichupté (Laguna costera). La disminución de Pb se atribuyó a la fuerte energía de las corrientes que promueven los huracanes. En el caso de la Reserva de Petenes, como ya se había mencionado, la influencia de las corrientes y los fenómenos naturales constantes (Huracanes y Nortes) del Golfo de México generan una gran energía en el movimiento de las masas de agua ocasionando la eliminación de contaminantes y probablemente también la reposición de elementos esenciales Whelan *et al* (2011). Otra causa por la cual las concentraciones de Pb y Cd fueron bajas en hojas de Tt, se puede atribuir al periodo de vida de tres meses que tiene los pastos marinos (Tussenbroek *et al*, 2006), ya que las concentraciones de metales encontradas en la fecha de muestreo reflejan lo ocurrido en los tres meses anteriores.

Por otra parte, cabe mencionar que este estudio se realizó en invierno, de acuerdo a los resultados de algunos autores, los metales no esenciales como el Pb y el Cd tienden a presentar una mayor biodisponibilidad para *Thalassia testudinum* en la temporada de invierno que en la de verano. (Schlacher y Schlacher, 1998). Esta biodisponibilidad es probable que se esté asociada al periodo de mayor crecimiento del *Thalassia testudinum*, que es en verano y durante el cual la acumulación de los elementos traza no esenciales podría sufrir un efecto de "dilución" en el tejido de la hoja por absorción pasiva en lugar de incorporación metabólica activa dentro de la estructura celular. Mientras que los metales esenciales muestran una tendencia hacia la "concentración" aumentando la demanda de estos micronutrientes para el metabolismo y crecimiento de *Thalassia testudinum*, (Schlacher y Schlacher, 1998; Whelan *et al.* 2005). Por esta razón, en este estudio probablemente no se registraron niveles de metales esenciales (Cu y Mn) arriba del límite de detección, ya que en invierno baja la tasa metabólica de los pastos marinos entonces se recomienda se repita este estudio en veranos para conocer las diferencias.

En la evaluación de la eficiencia de bioacumulación el FBC de Pb en los tejidos de rizoma fue de 9.81 mientras que en hoja fue de 0.011. Esto indica que el Pb se bioacumuló más en los rizomas que en las hojas. El Cd mostró una acumulación tanto en los tejidos de rizomas como en las hojas según el FBC (0.425 y 0.340) (Figura 19).

En la RBLP, el Pb se acumuló en los rizomas a partir de los sedimentos; según el FBC este metal mostró poca probabilidad de translocación hacia las hojas. De ahí la baja concentración en estos tejidos; la concentración de Pb en las hojas puede ocurrir por una absorción directa a través de difusión pasiva a partir de la columna de agua hacia las hojas.

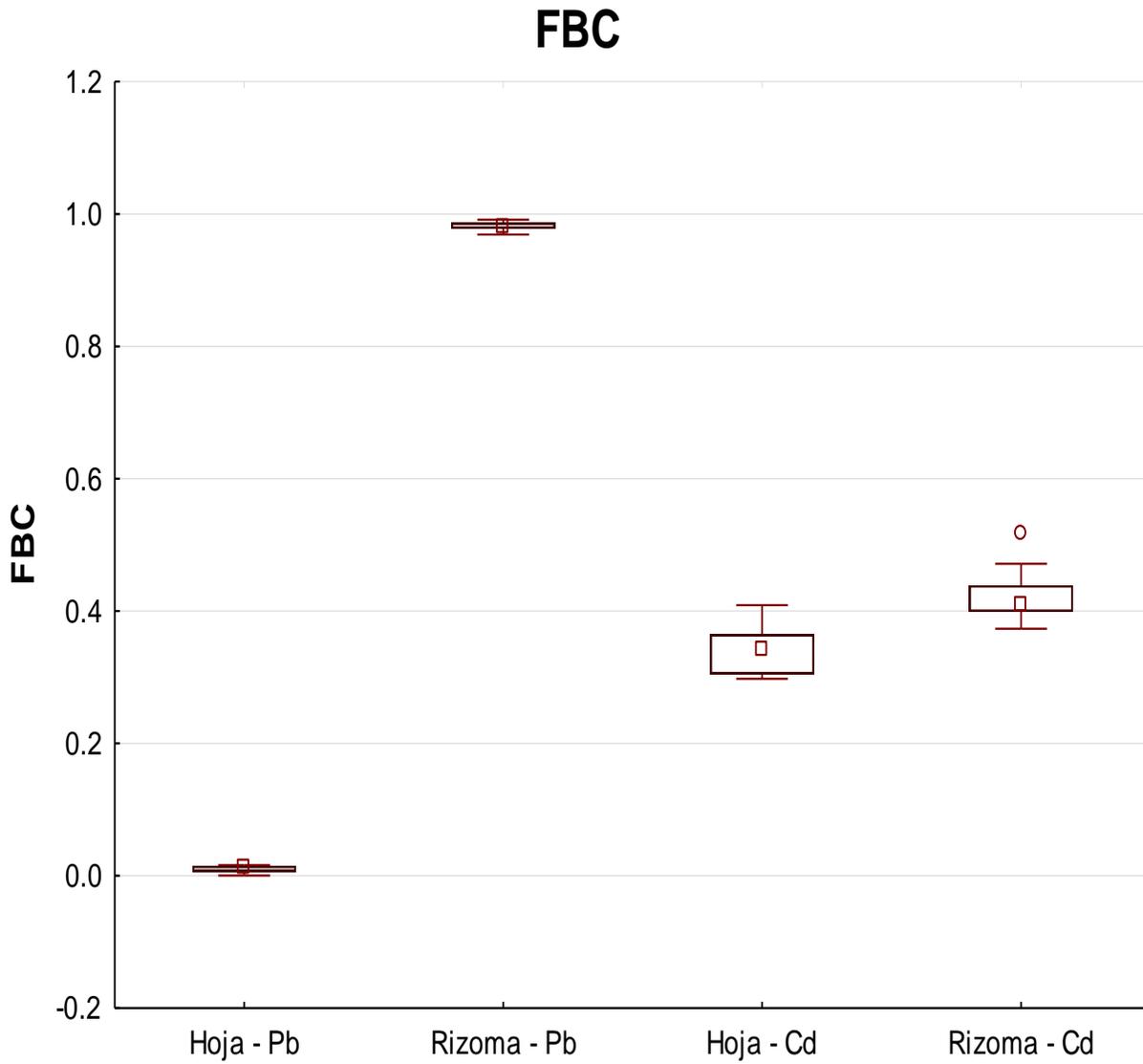


Figura 19. Factor de Bioacumulación (FBC) de metales traza en *Thalassia testudinum*, en la Reserva de la Biosfera los Petenes

En el caso del Cd el FBC indica que las concentraciones de este metal se acumulan más en los rizomas que en las hojas, como menciona Kabata (2000), en algunas plantas los metales se acumulan en las raíces, secuestrando en la vacuola de las células (Shah y Nongkynrh 2007), lo que sugiere que podría tratarse de un transporte de Cd desde los rizomas a las hojas. (Whelan *et al*, 2011). En este sentido Guilizzoni (1991) señaló que las angiospermas acuáticas extraen nutrientes y metales pesados principalmente de los sedimentos a través de las raíces, y posteriormente llevan a cabo una translocación a las partes superiores. Li (2012) en el sur de China encontró valores altos del FBC en tres especies de pastos marinos, sugiriendo que la acumulación ocurre desde el sedimento seguido de una translocación a los tejidos de *los Thalassi testudinium*.

7.5. Componentes principales ACP

El análisis de componentes principales (ACP) se aplicó en el presente estudio para ayudar a ubicar las zonas contaminadas y para la predicción de las fuentes de contaminantes. En el gráfico podemos observar la formación de dos grupos: el grupo uno formado por todas las estaciones de orilla (A) e incluyendo la estación B1 y en el segundo grupo consta del resto de las estaciones de fuera (Figura 17). El grupo 1 se formó por la relación de las variables de sedimento fino y C.O a la cercanía de la línea de costa, las cuales tienen una correlación positiva por la afinidad que tiene el C.O hacia el sedimento fino. En el grupo 2 se forma por la relación de las estaciones alejadas de la costa con los metales traza (Cd y Pb) ya que las mayores concentraciones de estas variables se encuentran en esta zona.

Hay autores que mencionan que el carbono orgánico es un parámetro importante que afecta a la distribución de los elementos traza (Sanei, 2006; Kainz *et al* 2003; Johansson, 1994; Rhoton y Bennett 2009). Sin embargo los resultados de este estudio no significan que no se cumpla esta relación, el hecho es que para que un elemento traza este biodisponible y llegue a bioconcentrarse pueden ocurrir diferentes procesos, en este caso la probable causa por la que las concentraciones fueron ligeramente mayores en las estaciones de fuera, teniendo bajos porcentajes de CO%, se puede inferir que es causa por las masas de agua que se mueven desde las zona de las actividades petroleras hacia la zona de la RBLP , así transportando por esta via partículas como es el Cd y Pb (Figura 20).

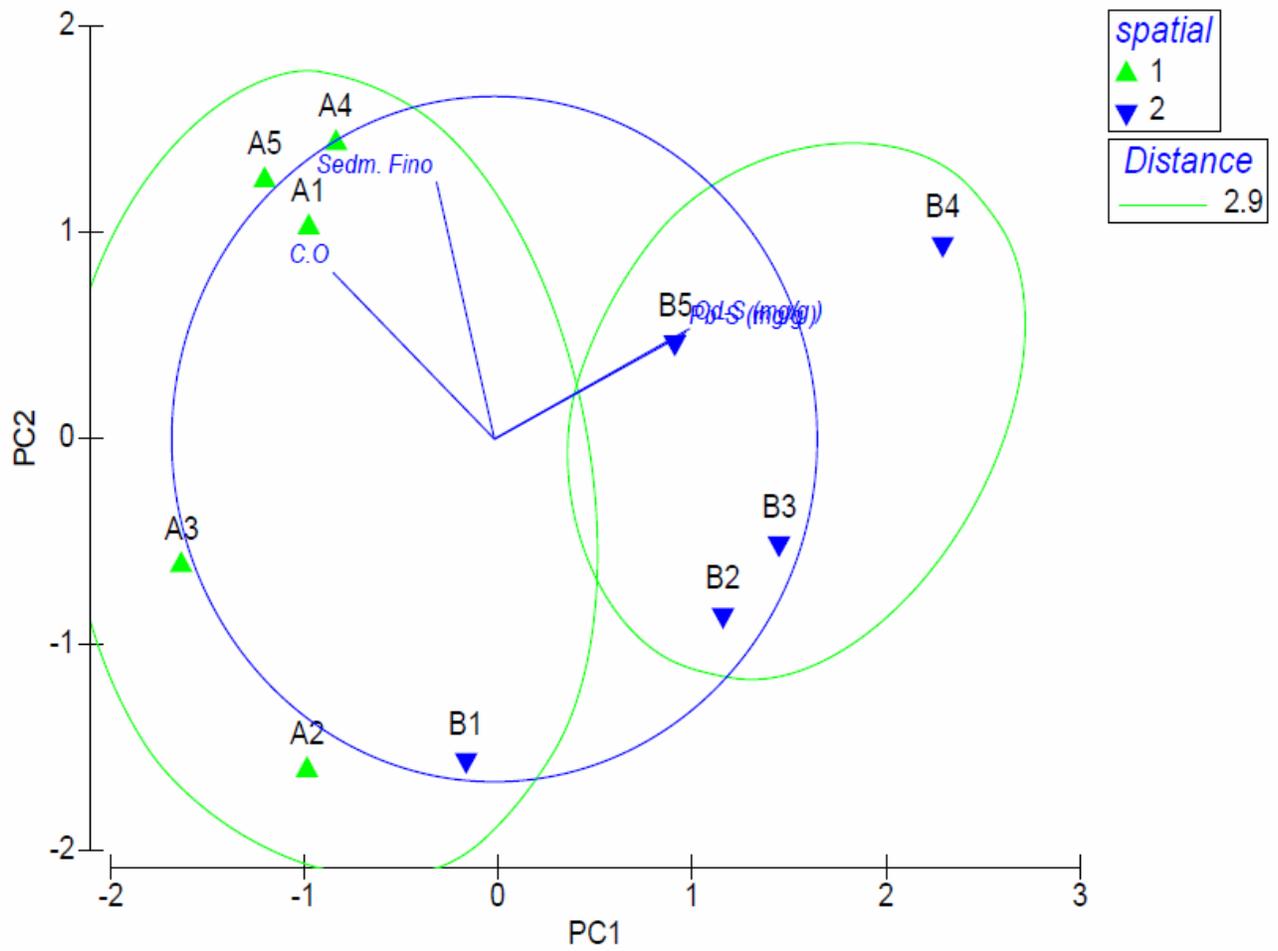


Figura 20. Resultados de ACP en dos dimensiones de componentes principales de Pb y Cd en sedimentos, rizomas y hojas.

Recomendaciones

Con este estudio se pudo evaluar la situación de la contaminación del Pb y Cd en un área somera de pastos marinos presentes en el área protegida La Reserva de la Biosfera los Petenes, la cual se encuentra sensible al impacto de las actividades petroleras, principalmente las cercanas a este sitio. Los pastos marinos, están dentro del primer eslabón de la cadena trófica. Por esto y a pesar de que las concentraciones de Cd y Pb se encuentran por debajo de los límites permisibles, estos se pueden transferir a los siguientes niveles tróficos y bioacumularse en los tejidos de otros organismos, esto debido a que estos sitios albergan una gran biodiversidad, lo que podría afectar su funcionamiento fisiología e incluso las actividades económicas relacionadas con la pesca comercial. Por estas razones es importante darle seguimiento a este estudio principalmente en verano ya que la dinámica de los pastos cambia en cuanto a la asimilación de nutrientes. Esta información puede ser tomada como línea base para evaluar la integridad biótica del ecosistema de la Reserva de la Biosfera los Petenes, como el estado de contaminación de las praderas de pastos marinos y sus cambios a través del tiempo, además de obtener las bases para crear normas que protejan a estos importantes organismos.

8. Conclusiones

- Se logró determinar las concentraciones de Metales traza (Pb y Cd) en sedimentos y poblaciones de *Thalassia testudinum* de la Reserva de la Biosfera Los Petenes.
- La textura de los sedimentos de la RBP está conformada en su mayoría de arenas, las cuales están constituidas por restos de exoesqueletos calcáreos de organismos marinos como son gasterópodos, bivalvos y algas del género *Halimeda*.
- Todas las estaciones de la RBP presentan un alto contenido de material calcáreo, debido a que se encuentran en la plataforma continental carbonatada
- El sedimento fino es de origen terrígeno y predomina en las estaciones cercanas a la línea de costa.
- Los mayores porcentajes de carbono orgánico se encuentran en las estaciones cercanas a la línea de costa y proviene principalmente de manglares, algas y pastos marinos.
- El carbono orgánico y el sedimento fino presentaron una relación inversamente proporcional estadísticamente significativa donde a menor tamaño de grano se presenta una mayor acumulación de C.O.
- Las concentraciones de Cr, Cu, Ni y Mn son muy bajas, ya que se encontraron por debajo del límite de detección de la técnica utilizada.
- Las concentraciones de Pb y Cd presentan niveles por debajo del valor de referencia (Noriega, 2001) para una zona contaminada por lo que se puede decir que la RBLP es un área no contaminada.

- El Cd y Pb están por debajo de los límites permisibles de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-2005 que considera un ambiente contaminado por su toxicidad la cual considera un máximo de 1.0mg/g para Cd y 5.0mg/g, para Pb.
- Los niveles son altos de Pb, pero no de riesgo, se concentraron en sedimentos y en rizomas, presentando diferencias significativas ($p < =.05$) entre los tejidos (rizoma y hojas) de *Thalassia testudinum*.
- Los niveles de Cd comparados con los Pb fueron bajos, presentándose ligeramente más alto en los sedimentos que en los tejidos (rizoma y hoja) de *Thalassia testudinum*. No hubo diferencias significativas ($p < =.05$) para las concentraciones de Cd entre los tejidos.
- En los sitios alejados de la costa los niveles de Pb y Cd fueron mayores que en los sitios cercanos a la costa, sin embargo, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($p < =.05$).
- La principal fuente de Pb y Cd es antropogénica ya que naturalmente el sedimento está compuesto en su mayoría de material calcáreo, por lo cual se asume que provenga de las intensas actividades petroleras que se llevan a cabo cerca de la RBLP.
- Según el factor de bioacumulación (FBC) el Pb pasa del sedimento a los tejidos de los rizomas donde se acumula. El FBC del Cd indicó que este se acumula en los tejidos de los rizomas y hojas de *Thalassia testudinum*, sugiriendo que hay un transporte de este metal del rizoma hacia la hoja.
- Los resultados de este estudio confirman que *Thalassia testudinum* es un buen bioindicador de contaminación por metales ya que los acumulan en sus tejidos.

- De acuerdo a los valores de referencia establecidos por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, 2008), el Cd y Pb están por debajo del valor de PEL y TEL, lo cual significa que es poco probable encontrar efectos adversos en las praderas de *Thalassia testudinum*, debido a la presencia de estos metales

Bibliografía.

Adriano, D.C., (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. USA: Springer.

Alfonso, J.A., Azocar, J., LaBrecque, J.J., Garcia, B., Palacios, D., & Benzo, Z., (2008). Trace metals in bivalves and seagrass collected from Venezuelan coastal sites. *Revista Biología Tropical* 56 (Suppl. 1), pp .215–222.

Ali, I., Rehman U.K., Ali, S.I., Yousaf, J., & Zia M., 2010 Corporate social responsibility influences, employee commitment and organizational performance, *African Journal of Business Management* vol. 4 (12), pp.2796-2801

Alongi D., (1998) *Coastal ecosystem processes*. CRC Press, Boca Raton, p 448

AMAPA. (1998). *Assessment report: Arctic pollution issues*. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway.

Ansari TM, Ikram N, Najam-ul-Haq M, Fayyaz O, Ghafoor I, Khalid N (2004). Essential trace metal (Zn, Mn, Cu, and Fe) levels in plants of medicinal importance. *J. Biol. Sci.* 4:95-99.

Arai Y, Fujimori A, & Sudoh K, (2007) Vasopressin receptor antagonists: Potential indications and clinical results. *Curr opin Pharmacol* 7: pp.124-129

ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro) (2007), *La Toxicidad del Plomo Estudios de Caso en Medicina Ambiental* (CSEM).

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), (2012). *Toxicological Profile for Cadmium*. US Department of Human and Health Services.

Bartlett, R.J. (1991), Chromium cycling in soils and water: links, gaps and methods. *Environmental health perspectives*. 92 pp. 17-24

Bayliss, T.P., Healey, R., Lailey, R., Spencer, T., & Stoddart, D.R., (1978) Tidal flows in salt marsh creeks. *Estuarine Coastal Mar Sci* 9, pp.235–255

Benavides, M.P., Gallego, S.M., & Tomaro, M.L., (2005) la toxicidad del cadmio en las plantas. *Braz. J. Plant Physiol.* 17, pp 21- 34

Bonilla, B.R., (2009). *Determinación de plomo en Thalassia testudinum de lapenínsula de Yucatán*. Thesis, Chemistry Faculty, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, pp. 107

Botello, A., Ponce, G., Toledo, A., Díaz Gonzalez G., & Villanueva, S., (1996). Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. p. 25-44.

Bowen, H.J.M. (1979). Environmental Chemistry of the Elements. *Adademic Press, London.* 33

Bricker S.B., Ferreira J.G. & Simas T. (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecol. Model.* 169, pp .39–60.

Brix, H., Lyngby, J.E., & Schierup, H.H. (1983). Eelgrass (*Zostera marina* L.) as an indicator organism of trace metals in the Limfjord, Denmark. *Marine Environmental Research*, 8 (3), pp.165-181

Bryan G.W., & Langston W.J., (1992) Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environ Pollut.* 76(2) pp-89-131

Bryant, W. R., Lugo, J., Córdova, C & Salvador A. (1991). "*Phisiography and bathimetry*". En The Gulf of Mexico basin. BoulderColorado, Geological Society af Armórica, (pp-13-30). Boulder Colorado: The Geology of North America.

Bu, A.H, & Subrahmanyam, M.N., (1997). Accumulation of copper, nickel, lead and zinc by snail, *Lunella coronatus* and pearl oyster, *Pinctada radiata* from the Kuwait coast before and after the Gulf War oil spill. *Sci Total Environ.* 197, pp.161–165

Calder, L. M., (1988). *Chromium contamination of groundwater*. En in the Nature and Human Environments. (pp.215-229). New York: John Wiley & Sons.

Calva, L.G. (1997). Contaminación por hidrocarburos fósiles en lagunas costeras. *Contacos 3a. Época 21*, pp.16-22.

Canadian Environmental. (1999). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. 1999, de Canadian Council of Ministers of the Environment.

Campbell, P.G.C., Twiss, & M.R., Wilkinson, K.J., (1997). Accumulation of natural organic matter on the surfaces of living cells: implications for the interaction of toxic solute with aquatic biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, pp. 2543–2554

Canfield, R.L., Henderson, C.R., Cory, D.A., Cox, C., Juski, T.A., & Lanphear, B.P., (2003). Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 µg per Deciliter. *New England Journal of Medicine.* 348(16) pp.1517-1526.

Capurro, A.L., (1972) *La Circulación Oceánica en el Golfo de México*. Memorias IV Congreso Nacional Oceanografía. México. pp. 3-11.

Castillo, G., Díaz, M., Pica, Y., & Ronco, A. (2004). *Ensayos toxicológicos y métodos de Evaluación de Calidad de Aguas*. México: The Internacional Development Research Centre.

Cervantes, C. & Moreno R., (1999). *Contaminación Ambiental por Metales Pesados*, Impacto en los seres vivos. México: AGT, S. A.

Chan, D.Y., & Hale, B.A. (2004). Differential accumulation of Cd in durum wheat cultivars: uptake and retranslocation as sources of variation. *Journal of Experimental Botany* 55, pp.2571-2579

Chaney, R, & J. Ryan. 1994. *Risk based standards for arsenic, lead, and cadmium*. In DECNMA.ISBN 3-926959-63-0

Christensen, T.H., & Haung, P.M. (1999). *Solid phase cadmium and the reactions of aqueous cadmium with soil surfaces*, En *Cadmium in Soils and Plants*(pp.65-96). The Netherland: Kluwer Academic Publishers. Dordrecht

Clark, R.B. (2001). *Evidence of iron deficiency in seagrasses growing above carbonate sediments*, En *Limnology and Oceanography* (pp,1153–1158). United stated: American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Clemens, S., Antosiewicz, D.M., Ward, J.M., Schachtman, D.P., & Schroeder, J.I. (1998). *The plant cDNA LCT1 mediates the uptake of calcium and cadmium in yeast*. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 95, pp. 12043-12048.

Clemens, S. (2006). Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* 88, pp. 1707-1719

Comisión Europea. (2001). Reglamento (CE) No. 466/2001 de la Comisión de 8 de marzo de 2001 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L (77): 1–13.

CONAGUA. (2003) Estadísticas del Agua en México

CONAGUA. (2011). Estadísticas del agua en México.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

CONANP. (2006). *Programa de Conservación y manejo Reserva dela Biosfera los Petenes*. Campeche: Dirección General de Manejo para la Conservación,

De la Lanza, E.G., Hernández, P.S. & Carbajal, P.J.L., (2000). *Organismos Indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Biondicadores)*. México: Environmental Management.

Den Hartog, C. y Kuo, J., (2006). *Taxonomy and biogeography of seagrasses*. En *Seagrasses: biology ecology and conservation*. (pp. 1-23.). Holanda: Springer.

Duarte M.C. & Cebrián, (1996). The fate of marine autotrophic production, *Limnol Oceanogr*, 41(8) 1758-1766

Duarte, C. M., (2006). *Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. Madrid: Cyan, Proyectos y Producciones Editoriales, S.A.

Duarte, C. M., Middelburg., & Caraco, N. (2005), Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle, *Biogeosciences*, 2(1), 1–8

Dominguez, J.R., Lopez, M.C., Ager, F.J., Ynsa, M.D., Romero LC, & Gotor C. (2004) Increased cysteine availability is essential for cadmium tolerance and accumulation in *Arabidopsis thaliana*. *Plant Biotechnology Journal* 2, pp.469–476.

ECB (2005): *Risk Assessment: Cadmium metal/Cadmium oxide*. Italy: European Chemicals Bureau, Ispra.

Ewing, M., Ericson, D.B. & Heezen, B.C. 1958. Sediments and topography of the Gulf of Mexico, En: Weeks, L. G. (ed.), *Habitat of oil-A symposium: American Association of Petroleum Geologists*, 995–1053.

EPA (Environment Protection Agency), (1994). *Toxic substances and pesticides. Action Agenda Oxford the Gulf of Mexico*. EPA 800-B-94-005. United States: Stennis Space Center. Strahlenther. Onkol. 167 pp661-666

EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos) - CIATEC, A.C. (2006). *Manual de Buenas Prácticas Ambientales para la Curtiembre en Centroamérica*. Miami, EEUU: Environmental Protection Agency

Fajgelj A., Lakoski A., Horvat D., Remec I., Skrk. J y Stegnar P. (1991) Chromosome aberrations induced in human lymphocytes by U-235 fission neutrons: I. Irradiation of human blood samples in the “dry cell” of the TRIGA Marka II nuclear.,

Flemming, B.W. (2000), A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Cont. Shelf Res.* 20(10- 11) pp.1125-1137

Forstner, U. & Wittmann, G.T.W. (1979), *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Verlag, New York p 485

Franco, J., Borja, A.O., & Pérez, V., (2002). Heavy metals in molluscs from the Basque Coast (Northern Spain): results from an 11-year monitoring programme. *Marine Pollution Bulletin* 44: 956-976.

Gaudette H., Flight, W L., Toner, L., & Folger. D., (1974). An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *Journal of Sedimentary Petrology*. 44 (1), pp.249-253.

García, J. (2002). *Estado actual de la contaminación por metales pesados y pesticidas organoclorados en el parque natural de monfrague*. Monfrague Doctorado. Universidad de Extremadura.

García, J. A., Arreguín, F., Hernández, S., & Lluch, D. B., (2004), Impacto ecológico de la industria petrolera en la Sonda de Campeche, México, tras tres décadas de actividad: *Una revisión: Interciencia*, 29, pp.311–319.

Goldwater, L., 1971. Mercury in the Environment *Scientific American* 22:15-21

Government of Canada (1994): *Cadmium and its compounds*. Priority Substances List Assessment Report. Government of Canada, Environment Canada and Health Canada ISBN 0-662-22046-3.

Guerinot, M.L. (2000), The ZIP family of metal transporters. *Biochimica et Biophysica Acta* 1465pp.190-198.

Guilizzoni, E., (1991), The Role of Heavy Metals and Toxic Materials in the Physiological Ecology of Submerged Macrophytes', *Aq. Bot.* 41, pp. 87-109.

Gunnar, N., (2001). Metales: Propiedades químicas y toxicidad. En de salud y seguridad en el trabajo (II, 1-75) España: Chantal Dufresne.

Gunse, B. (1987). *Efecto del cromo sobre la nutrición y las relaciones hídricas de Phaseolus vulgaris*. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Barcelona, España, pp.209

Gutierrez, D., Gallardo, V.A, Mayor, S., Neira, Vasquez, C., Sellanes, J., Rivas, M., Soto, A., Carrasco F.D. y Baltazar, M., (2000). Effects of dissolved oxygen and fresh organic matter on macrofaunal bioturbation potential in sublittoral bottoms off central Chile, during the 1997 - 98 El Niño. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202: 81 - 99

Handa, B. K., (1988). "Occurrence and distribution of chromium in natural waters of India". En *Chromium in Natural and Human Environments*, (pp.189-215). New York: Wiley Interscience.

Hansen, A.H., Childress, D.S., & Knox, E.H., (2004). *Roll-over shapes of human locomotor systems: effects of walking speed*. *Clinical Biomechanics* 19 (4), pp.407–414

Haynes, D., Muller, J., & Carter, S., (2000), Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef World Heritage area and Queensland coast. *Marine Pollution Bulletin*, 41, pp 279-287.

Hesp, P.A. (2000). *Coastal sand dunes: form and function*. Coastal Dune Vegetation. Massey University, New Zealand: Technical Bulletin.

Hernández, J., Aldeco. J., & Salas, D.A., (1993). Cooling and heating due to latent and sensible heat over the Yucatan continental shelf. *Atmósfera*, 6. pp .223–233.

IMO, FAO, UNESCO, WMO, WHO, IAEA, UNEP, UN Y UNEP, (1985) Atmospheric transport of contaminants into the Mediterranean region Rep stud. GESAMP (26); p53

Horta G., (2007). *Environmental impacts*. En *Coral Reefs of the Southern Gulf of Mexico* (pp.126-141). Texas: A & M Press.

Huckabee, H.W., (1994). *Mercury Pollution*. Monterrey California: Lewis Publisher

INEGI, (2010). Anuario estadístico Campeche 2010 / Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Gobierno del Estado de Campeche; Sitio Web:

<http://www.cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/camp/poblacion/default.aspx?tema=me&e=04>

IPCS (1992). Cadmium. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 134; Sitio Web: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc134.htm>).

IPCS. (1995). *Inorganic lead*. de World Health Organization Sitio web: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc165.htm>

IPCS. (1989). *Environmental health criteria 85*: 1989, de World Health Organization Sitio web: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc85.htm>

Jiménez L, Sánchez G., Ángeles M. y Torres M. E, 2002, Química cotidiana para la alfabetización científica: ¿realidad o utopía?, *Educación Química*, 13 (4), pp259-266.

James, B.R. (1996). The challenge of remediating chromium-contaminated soil. *Environmental Science and Technology* 30, pp.248–251.

Johansson K, Iverfeldt, A, (1994). *The relation between mercury content in soil and the transport of mercury from small catchments in Sweden*. En Integración de la contaminación de mercurio y Síntesis(pp.323-328). United States of America: Lewis Publishers.

Kabata A. P., (2011), *Trace element in soils and plants*. (3rd edition). CRC Press, Boca Raton, FL, USA

Kainz, M., Lucotte., M. & Parrish, C.C., (2003), Relationships between organic matter composition and methyl mercury content of offshore and carbon-rich littoral sediments in an oligotrophic lake, *Fish. Aquat. Sci.* 60, pp.888–896.

Kennish, M. J. (1986). Ecology of estuaries: biological aspects. *Boca Raton, CRC Press*. pp.390

Ketchum, B.H., (1954). Relation between circulation and planktonic populations in estuaries. *Ecology* 35 (19) 1-200.

La Dou J., (1999) *Medicina Laboral y Ambiental*. 2ª. Edición. México: Ed. El Manual Moderno.

Lafabrie, C., Pergent, G., Kantin, R., Pergenti, C., & Gonzalez, J.L., (2007). Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. *Chemosphere* 68, pp.2033–2039.

Larkum, A. W. D., Orth, R. J. & Duarte, C. M. (2006). *Seagrass: biology, ecology and conservation*. The Netherlands: Springer.

Lee, S., Lee, B., Kim, J. Kim, J. & Lee, J. (2006): Human Risk Assessment for Heavy Metals and as Contamination in the Abandoned Metal Mine Areas, Korea Environmental Monitoring and Assessment, 119, 233-244

Lewis, M.A., Dantin, D.D., Chancy, C.A., Abel, K.C., & Lewis, C.G., (2007). Florida seagrass habitat evaluation: a comparative survey for chemical quality. *Environmental Pollution*. 146, pp.206–218.

Li, L., Huang, X., (2012). Three tropical seagrasses as potential bio-indicators to trace 440 metals in Xincun Bay, Hainan Island, South China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology* 30 pp.212-224.

Libes, M. & Boudouresque, Ch. F. (1987). Uptake and long-distance transport of carbon in the marine phanerogam *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Serie*, 38 pp.177-186

Locatelli, C., Torsi, G., & Garai, T. (1999). Determination of heavy in environmental bi-indicators by voltammetric and spectroscopic techniques, *Journal Anal Chemical*. 363, pp. 662-666

Luo L., Shen Z., & Li X., (2007), Plant uptake and the leaching of metals during the hot edds enhanced phytoremediation process. *International Journal of Phytoremediation*, 9, pp.181-196.

Margalef, R., (1969). *Comunidades planctónicas en lagunas litorales*. En Ayala-Castañares & Phleger (ed.) *Lagunas costeras*. Mem. Simp. Intern. *Lagunas costeras*. UNAM- UNESCO. México D.F.: pp.545-562.

Martin, D. P., & Hidayathulla, K. T., (2008) Impact of Tsunami on the Heavy Metal Accumulation in Water, Sediments and Fish at Poompuhar Coast, Southeast Coast of India. *E-Journal of Chemistry*, 5 (1), pp.16-22.

Martínez, B., & Pares, A.F., (1998) Circulación del Golfo de Mexico inducida por mareas, viento y la corriente de Yucatán. *Ciencias Marinas*. 24, (1), pp 65-93 p. (PA: CEOFA9803)

Moreal, M.A., & Salas, D.A. (1990). Modelo unidimensional de corrientes en Bahía San Quintín, B. C. México. *Geofísica Internacional*. 29(4), pp 249-257.

Nicolaidou, A., & Nott, J.A., (1998) Metals in sediment, seagrass and gastropods near a nickel smelter in Greece: Possible interactions. *Marine Pollution Bulletin*, 36 (5), pp.360-365

NOAA .1999 Screening Quick Reference Table, NOAA HAZMAT Report 99-1, Seattle WA, Coastal Protection and Restoration Division, National Ocean and Atmospheric, pp12

Nordstrom, K.F., Psuty, N.P. & Carter, R.W.G., (1990). *Coastal dunes: form and process*. New Jersey, USA: Institute of Marine and Coastal Sciences.

Noriega, E., (2001) *Metales pesados en Thalassia testudinum en el sistema arrecifal veracruzano*. (Tesis). Universidad Nacional Autónoma de México. Mexico D.F., pp 47

Nriagu, J.O., & Kabir, A., (1995). Chromium in the Canadian Environment. *Environmental Reviews*, 3, pp.121-144.

Nuñez A., (2009). Turba y zeolita como soportes de inoculantes microbianos con acción fertilizante. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, XLIII (3), pp.22-27.

Odum, E. P. (1972). *Ecología*. Mexico: Interamericana.

OECD (1993) *Risk Reduction Monograph No. 1: Lead background and national experience with reducing risk*. Paris, Organization for Economic Co-operation and Development, pp.277 (Report No. OCDE/GD (93)67).

Orth, R., Carruthers, T. J. B, Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck Jr K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Olyarnik, S., Short, F., Waycott, T. M., & Williams, S. L., (2006), A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56 (12), pp. 987-996.

Páez, O.F., (1996). *Fuentes de metales en la zona costera marina*. En Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias (pp.261-268). Campeche: Centro EPOMEX. Universidad Autónoma de Campeche.

Páez, O.F., (1996). *Efectos de los metales*. En Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias (pp.343-360). Campeche: Centro EPOMEX. Universidad Autónoma de Campeche.

Pawlisz, A.V., Kent, R.A., Schneider, U.A., & Jefferson, C., (1997). Canadian water quality guidelines for chromium. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 12, pp. 185–193.

PEMEX. (2002a). *Evaluación de Riesgo Ecológico e Impacto de las Operaciones Industriales* (Análisis General), de PEMEX Sitio web: www.pemex.org.mx

Phillips, D.J.H., (1997). The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments. *A review, Environ. Pollut.* 13, pp. 281-317.

PNUMA (2008). Draft final review of scientific information on cadmium. United Nations Environment Programme, *DTIE Chemicals Branch*. pp, 185

PNUMA (2010). Final review of scientific information on lead. United Nations Environment Programme, *DTIE Chemicals Branch*. pp, 101

Poggio, L., Vrscaj, B., Schulín, R., Hepperle, E., & Ajmone, F. (2009). Metal pollution and human bioaccessibility of topsoils in Grugliasco (Italy). *Environmental Pollution*, 157, pp. 680-689.

Poschenrieder C., Gunsé, B., & Barceló, J. (1989), Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance, and abscisic acid content in expanding bean leaves. *Plant Physiology*, 90, pp.1365-1371.

Postma, H., (1967). "*Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment*", En in *Estuaries*, (pp.158-179). Washington: American Association for Advancement of Science.

Ramirez, A., 2002. *Toxicología del cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos*. En *Anales de la Facultad de Medicina* (63, pp.51-64) Perú: Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Raz, G. A. 2000. *Crustáceos y Poliquetos*. En: *Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores)* pp.265-307.

Rhoton, F.E., & **Bennett, S.J.**, (2009), Soil and sediment properties affecting the accumulation of mercury in a flood control reservoir, *Catena* 79, pp.39–48.

Ritchie, G.S.P., & **Sposito, G.**, (1995). *Speciation in soils*. In *Chemical speciation in the environment* (pp.201-203). London: ed. Ure. and Davidson, C.M., Blackie Academic y professional.

Rodríguez, J.C., **Valdez, R.D.**, **Lara, J L.**, **Rodríguez, H.**, **Vázquez, R.E.**, **Magallanes, & R.**, **García, J.L.** (2006). Soil nitrogen fertilization effects on phytoextraction of Cd and Pb by tobacco (*Nicotiana tabacum L.*). *Bioremediation Journal* 10(3), pp.105–114

Rodríguez M.S, **Martínez N. C.**, **Romero M.C.P**, **Del Rio L.A.** y **Sandalio L.M.** (2008) Toxicidad del Cadmio en Plantas, *Ecosistemas*, 17(3):139-146

Rojas, J.A., **Benitez, D.**, & **Zárate, L.**, (2005). *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche: EPOMEX, Serie Científica.

Rosales, L., **Carranza, A.**, & **Santiago, S.**, (1994) Heavy metals in rocks and stream sediments from the Northwestern part of Baja California, México. *Rev. Int. Contam. Amb.* 10, pp.77-82.

Ryan, A.J. (1994). *Utilization of Risk Assessment in Development of Limits for Land Application of Municipal Sewage Sludge*. In *Risk Reduction Engineering Laboratory* (pp.55-65). Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency

Salas, D.A., Monreal, M.A. & Aldeco, J. (1992^a). Períodos característicos en las oscilaciones de parámetros meteorológicos en Cayo Arcas, México. *Atmósfera*. 5, pp.193–205.

Saldívar, L., Tovar, A., & Namihira, D. (1995). *Plomo*. En III Parte- Contaminantes Inorgánicos (pp.176-196). Guidance. Atlanta: HIV prevention case management.

Salt, D.E., & Wagner, G.J. (1993). Cadmium transport across tonoplast of vesicles from oat roots. Evidence for a Cd²⁺/H⁺ antiport activity. *Journal of Biological Chemistry*, 268, pp. 12297-12302.

Sánchez, P., Yáñez A. & Amezcua F. (1981). *Diversidad, distribución abundancia de las especies y poblaciones de peces demersales de la Sonda de Campeche* (verano 1978). En An. Inst. Cienc. del Mar. y Limnol ((1)8, 209-240) Mexico. D.F.: Univ. Nal. Auton. México.

Sandalio, L.M., Dalurzo, H.C., Gomes, M. & Romero-Puertas M., & Del Rio L.A., (2001). Cadmium- induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *J. Exp. Bot.*, 52, 2115-2126.

Sanei, H., & Goodarzi, F. (2006) Relationship between organic matter and mercury in recent lake sediment: the physical–geochemical aspects. *Appl. Geochem.* 21, pp. 1900–1912.

Sanitá, L., & Gabrielli, R. (1999). Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany* 41, pp.105-130

Schlacher, M.A., & Schlacher, T.A., (1998). Accumulation, contamination, and seasonal variability of trace metals in the coastal zone e patterns in a seagrass meadow from the Mediterranean. *Marine Biology*. 131, pp.401-410.

Shah, K., & Nongkynrih, J.M. (2007). Metal hyperaccumulator and bioremediation. *Biologia Plantarum* 51, pp. 618-634.

Shanker, P. y Shanker R.D., (2005) Lead toxicity in plants, Department of Biochemistry, Faculty of Science, Banaras Hindu University, 17-1 pp35-52

Sierpe K.G., Merry, R.H., Zarcinas B.A. & Ward, T.J. 1989. Regional geochemistry of metal contaminated surficial sediments and seagrasses in Upper Spencer Gulf, South Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 28, pp.473-493

Singh, BR. (1994). Trace element availability to plants in agricultural soils with special emphasis on fertilizer inputs. *Environ. Rev* 2, pp.133-146

Singh, P.K., & Tewari, R.K. (2003). Cadmium toxicity induced changes in plant water relations and oxidative metabolism of *Brassica juncea* L. plants. *Journal of Environmental Biology* 24, pp. 107-112.

Solís, C., Isaac-Olivé, K., Martínez, A., Lavoisier, E., & Ruiz, Z., (2008). Trace metals in the seagrass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean Coast. *X-Ray Spectrometry* 37, pp. 103–106.

Suchanek, TH, Carpenter, RC, Witman, JD, Harvell, CD (1985) *Sponges as important space competitors in deep Caribbean coral reef communities* in: The ecology of deep and shallow coral reefs. Symposia series for undersea research 3(1), NOAA/NURP, Rockville, MD, p 55-59

Thangaradjou, T., Nobi, E.P., Dilipan, E., Sivakumar, K., & Susila, S., (2010). Heavy metal enrichment in seagrasses of Andaman Islands and its implication to the health of the coastal ecosystem. *Indian Journal of Marine Sciences* 39, pp. 85–91.

Thomine, S., Wang, R., Ward, J., Crawford, N., & Schroeder, J. (2000). Cadmium and iron transport by members of a plant metal transporter family in *Arabidopsis* with homology to Nramp genes. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 97. pp. 4991-4996

Thursby G.B. & Harlin, (1984), Interaction of leaves and roots of *Ruppia maritima* in the uptake of phosphate, ammonia and nitrate, *Marine Biology* 93, 61-67

Tiller, K.G., Merry, R.H., Zarcinas, B.A & Ward, T.J., (1989). Regional geochemistry of metal-contaminated surficial sediments and sea grasses in Upper Spencer Gulf, South Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28, 473-493.

Tucker, C.J., Slayback, D.A., Pinzon, J.E., Myneni, R.B. & Taylor M. G., (2001). Higher northern latitude NDVI and growing season trends from 1982 to 1999, *Int. J. Biometeorology*, 45, pp. 184-190.

Tussenbroek, B., Vonk, J., Stapel, J., Erftemijeir, P., Middelburg, J., & Zieman, J., (2006) The biology of *Thalassia*: paradigms and recent advances in research. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer. pp.409-439.

Valdespino, J., (2005). *Determinación de metales pesados en Thalassia testudinum en dos zonas de la península de Yucatán*. Thesis, Chemistry Faculty, Universidad Nacional Autónoma de México. Mexico D.F., pp.67

Valette, S.N. (1993). The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries* 16(3B), pp. 577-588

Valitutto, S.R., Sella, S.M., Silva, E.V., Guimarães, R., & Miekeley, N., (2006). Accumulation of metals in macrophytes from water reservoirs of a power supply plant, Rio de Janeiro state, Brazil. *Water, air and soil pollution*, 178, pp. 89-12.

Vázquez, A., Villanueva, S., & Rosales, L. (2004). *Distribución de metales pesados en el Golfo de México*. En Diagnóstico ambiental del Golfo de México (pp.681-706)., Instituto Nacional de Ecología: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Volke, T., Velasco, J.A. & Dela Rosa, D. A., (2005). *Suelos Contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación*. México D.F.: Secretaria de Medio ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología

UNESCO 2004

Yáñez, A., Sánchez, P., Tapia, M., & C. García C. (1983). Ecology and community structure of demersal fish in Campeche Sound in the southern Gulf of Mexico: Ocean tropical resources. *Ont. microfium* 3, p107.

Washington, H. G., (1984). Diversity biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems, *Water Research*, 6, pp .653-694.

Wentworth, C.K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30, pp. 377–392

Whelan, T.I, Espinoza, J., Villarreal, X., Cotta, M. (2005). Trace metal partitioning in *Thalassia testudinum* and sediments in the Lower Laguna Madre, Texas. *Environment International*, pp.31, 15-24

Whelan, T., Tussenbroek, B., & Barba M.G. (2011). Changes in trace metals in *Thalassia testudinum* after hurricane impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 62, pp.2739-2802.

Wielgolaski F.E. (1975), biological Indicators on pollution. *Urban Ecology* 7. pp 63-79



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00013

Matrícula: 2131800623

METALES TRAZA EN POBLACIONES DE PASTOS MARINOS (*Thalassia testudinum*) EN LA COSTA DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA LOS PETENES EN EL GOLFO DE MÉXICO

En la Ciudad de México, se presentaron a las 10:00 horas del día 13 del mes de diciembre del año 2016 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

DR. JUAN CARLOS SANCHEZ MEZA
DR. HECTOR OCAMPO ALVAREZ
DRA. MARIA GUADALUPE MIRANDA ARCE

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretaria la última, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS (ENERGIA Y MEDIO AMBIENTE)

DE: FERNANDO VALDEZ CRUZ

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

Aprobar

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó al interesado el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.



FERNANDO VALDEZ CRUZ
ALUMNO

REVISÓ

LIC. JULIO CESAR DE LARA ISSASI
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBI

DR. JOSE GILBERTO CORDOBA HERRERA

PRESIDENTE

DR. JUAN CARLOS SANCHEZ MEZA

VOCAL

DR. HECTOR OCAMPO ALVAREZ

SECRETARIA

DRA. MARIA GUADALUPE MIRANDA ARCE