



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

**PRESENCIA DE METALES EN PRADERAS DE PASTOS MARINOS DE
LA LAGUNA DE TÉRMINOS, CAMPECHE**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(CAMPO DE CONOCIMIENTO: QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:

ANA EDITH MARTÍNEZ RODRÍGUEZ

TUTOR PRINCIPAL:

DR. JORGE FELICIANO ONTIVEROS CUADRAS
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNAM

COMITÉ TUTOR:

Dr. FERNANDO ANTONIO GONZÁLEZ FARÍAS
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNAM

DRA. LÍA CELINA MÉNDEZ RODRÍGUEZ
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS DEL NOROESTE S.C.

DRA. MARÍA GUADALUPE PONCE VÉLEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNAM

DR. OMAR CELIS HERNÁNDEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNAM

MÉXICO, CD. MX., JUNIO, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



**PRESENCIA DE METALES EN PRADERAS DE PASTOS MARINOS DE
LA LAGUNA DE TÉRMINOS, CAMPECHE**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(CAMPO DE CONOCIMIENTO: QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:
ANA EDITH MARTÍNEZ RODRÍGUEZ

TUTOR PRINCIPAL:
DR. JORGE FELICIANO ONTIVEROS CUADRAS
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNAM

COMITÉ TUTOR:
Dr. FERNANDO ANTONIO GONZÁLEZ FARÍAS
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNAM

DRA. LÍA CELINA MÉNDEZ RODRÍGUEZ
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS DEL NOROESTE S.C.

DRA. MARÍA GUADALUPE PONCE VÉLEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNAM

DR. OMAR CELIS HERNÁNDEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNAM

MÉXICO, CD. MX., JUNIO, 2023

AGRADECIMIENTOS

A la Maestría en Ciencias del Mar y Limnología del Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México por las oportunidades y la confianza en mí depositada.

A los apoyos recibidos por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), se agradece la beca recibida.

A mi director de tesis, el Dr. Jorge Feliciano Ontiveros Cuadras por su confianza, interés y tiempo dedicado a la revisión de este trabajo y a los integrantes del Jurado de Examen de Grado, el Dr. Fernando Antonio González Farías, Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez, Dra. María Guadalupe Ponce Vélez y el Dr. Omar Celis Hernández.

Al Dr. Alfonso Vázquez Botello, por su apoyo para que pudiera realizarse este trabajo.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS	1
ÍNDICE DE TABLAS	2
1. RESUMEN.....	4
2. ABSTRACT	5
3. INTRODUCCIÓN	6
4. ANTECEDENTES.....	11
4.1 Importancia de los pastos marinos.....	11
4.2 Pastos marinos y el ciclo de metales.....	12
4.3 Pastos marinos como bioindicadores de contaminación por metales	14
4.4 Metales en sedimentos.....	15
5. JUSTIFICACIÓN.....	17
6. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS.....	18
7. OBJETIVO GENERAL	18
7.2 Objetivos particulares.....	18
8. MATERIALES Y MÉTODOS	20
8.1 Área de estudio.....	20
8.2 Estrategia de muestreo	23
8.3 Materia orgánica en sedimentos	24
8.4 Análisis granulométrico.....	24
8.5 Procesamiento de muestras de pastos marinos	25
8.6 Procesamiento de sedimentos	26
8.7 Análisis instrumental.....	26
8.8 Análisis estadístico.....	27
9. RESULTADOS	29
9.1 Parámetros fisicoquímicos.....	29
9.2 Materia orgánica en sedimentos	31
9.3 Análisis granulométrico.....	32
9.4 Metales en sedimentos y pastos marinos	34
9.5 Bioacumulación de metales.....	47
9.6 Análisis de correlación para <i>Thalassia testudinum</i> y sedimentos	48
10. DISCUSIÓN.....	50
10.1 Parámetros fisicoquímicos.....	50
10.2. Materia orgánica en sedimentos y distribución granulométrica	51
10.3 Metales en sedimentos y pastos marinos	53

10.3.1. Elementos esenciales (Cu y Zn).....	53
10.3.2 Elementos no esenciales (Pb, Cd y Hg).....	55
10.3.3 Normatividad vigente.....	57
10.4 Bioacumulación de metales.....	57
11. CONCLUSIONES	59
12. LITERATURA CITADA.....	61

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Laguna de Términos, Campeche.	22
Figura 2. Lado Oeste de Laguna de Términos, Campeche. Estaciones de muestreo 1, 2, 3, y 4 en el sitio El Cayo.	22
Figura 3. Diferentes compartimentos macerados de <i>Thalassia testudinum</i>	25
Figura 4. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial en donde se desarrollan las praderas de <i>T. testudinum</i> en la Laguna de Términos.	30
Figura 5. Cantidad en % de materia orgánica (MO) en sedimentos superficiales donde se desarrollan las praderas de <i>T. testudinum</i> en la Laguna de Términos.	32
Figura 6. Distribución de tamaño del grano (%) que constituyen a los sedimentos superficiales, donde se desarrollan las praderas de <i>T. testudinum</i> en la Laguna de Términos. La línea horizontal indica el valor promedio.	33
Figura 7. Concentraciones promedio de Cu en sedimento y <i>T. testudinum</i> , Laguna de Términos.	38
Figura 8. Concentraciones de Cu en sedimento y <i>T. testudinum</i> , registradas en lluvias y secas en la Laguna de Términos.	38
Figura 9. Concentraciones promedio de Zn en sedimento y <i>T. testudinum</i> en la Laguna de Términos.	40
Figura 10. Concentraciones de Zn en sedimento y <i>T. testudinum</i> registradas en lluvias y secas en la Laguna de Términos.	40
Figura 11. Concentraciones promedio de Cd en $\mu\text{g/g}$ sedimento y <i>T. testudinum</i> en la Laguna de Términos.	42
Figura 12. Concentraciones de Cd en sedimento y <i>T. testudinum</i> registradas en lluvias y secas en la Laguna de Términos.	43
Figura 13. Concentraciones promedio de Pb en sedimento y <i>T. testudinum</i> en la Laguna de Términos.	45

Figura 14. Concentraciones de Pb en sedimento y <i>T. testudinum</i> registradas en lluvias y secas en la Laguna de Términos.....	45
Figura 15. Medianas factor acumulación biota-sedimento (BSAFs) en <i>T. testudinum</i> de la Laguna de Términos.....	47

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial en donde se desarrollan las praderas de <i>T. testudinum</i> en la Laguna de Términos.....	31
Tabla 2. Contenido de materia orgánica y granulometría de los sedimentos superficiales donde se desarrollan las praderas de <i>T. testudinum</i> en la Laguna de Términos.....	34
Tabla 3. Intervalos de concentración de metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos superficiales y en <i>T. testudinum</i> de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.....	35
Tabla 4. Concentraciones de metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos superficiales y en <i>T. testudinum</i> de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.....	36
Tabla 5. Concentraciones de Cu ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos superficiales y <i>T. testudinum</i> de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.....	37
Tabla 6. Concentraciones de Zn ($\mu\text{g/g}$, peso seco) sedimentos superficiales y en <i>T. testudinum</i> de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.....	39
Tabla 7. Concentraciones de Cd ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos superficiales y <i>T. testudinum</i> de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.....	41
Tabla 8. Concentraciones de Pb ($\mu\text{g/g}$, peso seco) totales y biodisponibles en sedimentos superficiales y de los diferentes compartimientos de <i>T. testudinum</i> de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.....	43
Tabla 9. Concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) totales y biodisponibles en sedimentos superficiales y de los diferentes compartimientos de <i>T. testudinum</i> de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.....	46

Tabla 10. Coeficientes de correlación ($p < 0.05$) para metales en sedimentos superficiales y de los diferentes compartimientos de <i>T. testudinum</i> de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.....	49
---	----

1. RESUMEN

Los metales esenciales, en concentraciones por arriba de las requeridas fisiológicamente por un organismo pueden causar daños a su salud, variando dicha concentración y el grado de toxicidad entre las especies. Entre sus fuentes antrópicas se encuentran los derrames vinculados al proceso de extracción de petróleo, el vertimiento de efluentes industriales y uso de fertilizantes. En el presente trabajo se determinaron las concentraciones de los metales Cu, Cd, Zn, Pb y Hg en pastos marinos (i.e., hojas, tallos, rizoma) de la especie *Thalassia testudinum* de Laguna de Términos (LT), Campeche, así como en los sedimentos superficiales donde se desarrollan estas praderas de pastos marinos. Asimismo, se determinó el contenido de materia orgánica y la granulometría de los sedimentos, así como los parámetros que regulan la biodisponibilidad de los metales para los pastos (pH, oxígeno disuelto, salinidad, temperatura en agua superficial). Los resultados indican que *T. testudinum* acumula metales en sus tejidos (Cu, Cd, Zn y Pb), reflejando la biodisponibilidad de estos elementos. Es así como, se identificó la presencia de los metales en las muestras de sedimentos y en *T. testudinum* con la siguiente tendencia: $[Zn] > [Cu] > [Pb] > [Cd]$, mientras que, el contenido de Hg se registró únicamente en los sedimentos. Los pastos marinos al asimilar metales vertidos en la LT y al comprobar que existe una relación entre su contenido, con el encontrado en los sedimentos, demuestra que la fanerógama marina *T. testudinum* puede usarse como bioindicador de procesos de contaminación por metales en LT. Se concluye que tanto las comunidades de *T. testudinum* como en los sedimentos superficiales del sitio se encontraron impactados por la presencia de metales (Cu, Cd, Zn, Pb). En los sedimentos, el contenido de Cu, Zn, Pb, Cd y Hg y Pb no rebasó el criterio TEL establecido por la NOAA, por tanto, los sedimentos no representan riesgo toxicológico para la comunidad bentónica local. Se identificó que *T. testudinum* es un buen bioacumulador (i.e., BSAF = Biota-sediment accumulation factors) de Cd, y de seguir así las autoridades deben tomar conciencia de los peligros inminentes a los que podrían estar expuestas las poblaciones del ecosistema y humanas. Se expone que la lluvia, escorrentía y principalmente las perturbaciones antropogénicas, parecieron influir en la movilización de metales y que afecta la bioacumulación en pastos marinos, lo que lleva a aceptar la hipótesis que plantea, que, si hay un aumento de actividades antrópicas y descargas de los principales ríos, provocados por la época de lluvias, ambos procesos pueden ser factores para contribuir a transportar metales en LT y bioacumularse.

2. ABSTRACT

Essential metals, in concentrations above those physiologically required by an organism, can cause damage to its health, varying said concentration and the degree of toxicity among species. Among its anthropic sources are spills linked to the oil extraction process, the dumping of industrial effluents and the use of fertilizers. In the present work, the concentrations of the metals Cu, Cd, Zn, Pb and Hg were determined in seagrasses (i.e., leaves, stems, rhizome) of the species *Thalassia testudinum* from Laguna de Términos (LT), Campeche, as well as in the surface sediments where these seagrass beds develop. Likewise, the organic matter content and the granulometry of the sediments were determined, as well as the parameters that regulate the bioavailability of metals for pastures (pH, dissolved oxygen, salinity, surface water temperature). The results indicate that *T. testudinum* accumulates metals in its tissues (Cu, Cd, Zn and Pb), reflecting the bioavailability of these elements. Thus, the presence of metals was identified in the sediment samples and in *T. testudinum* with the following trend: $[Zn] > [Cu] > [Pb] > [Cd]$, while the Hg content was recorded only in sediments. The seagrass when assimilating metals dumped in the TL and verifying that there is a relationship between its content, with that found in the sediments, shows that the marine phanerogam *T. testudinum* can be used as a bioindicator of metal contamination processes in TL. It is concluded that both the *T. testudinum* communities and the superficial sediments of the site were found to be impacted by the presence of metals (Cu, Cd, Zn, Pb). In the sediments, the content of Cu, Zn, Pb, Cd and Hg and Pb did not exceed the TEL criteria established by NOAA, therefore, the sediments do not represent a toxicological risk for the local benthic community. It was identified that *T. testudinum* is a good bioaccumulator (i.e., BSAF = Biota-sediment accumulation factor) of Cd, and if it continues like this, the authorities should be aware of the imminent dangers to which the ecosystem and human populations could be exposed. It is exposed that rain, runoff and mainly anthropogenic disturbances, seemed to influence the mobilization of metals and that it affects the bioaccumulation in seagrasses, which leads to accept the hypothesis that, if there is an increase in anthropogenic activities and discharges of the main rivers, caused by the rainy season, both processes can be factors to contribute to transport metals in TL and bioaccumulate.

3. INTRODUCCIÓN

El hombre juega un papel importante en el vertiginoso deterioro de los ambientes naturales, especialmente de los ecosistemas costeros, por la cantidad excesiva de contaminantes (ej. elementos metálicos) que incorporan a estos (Tripathi *et al.*, 2021). El gran desarrollo de las tecnologías, el crecimiento demográfico y, las actividades industriales, entre ellas la petroquímica y la utilización de agroquímicos para garantizar la calidad de las cosechas, han ocasionado efectos adversos en el medioambiente y afectan severamente a los organismos que lo habitan (Albert y Badillo, 1991). De las actividades antes mencionadas, entre las principales sustancias y productos que se son liberados, se encuentran los residuos industriales, las aguas negras sin tratar, aceites y derivados del petróleo, que aportan elementos potencialmente tóxicos como el plomo (Pb), mercurio (Hg), cadmio (Cd), zinc (Zn) y cobre (Cu) (Singh *et al.*, 2022).

Los metales son elementos naturales que se encuentran en las rocas, suelo y sedimento; sin embargo, su movilización por actividades antrópicas ha superado los flujos naturales derivados de procesos geológicos (Mandelli, 1979). En ese sentido, las fuentes de metales se clasifican en naturales y antropogénicas, siendo las primeras producto del intemperismo de rocas, la desgasificación, el vulcanismo terrestre y submarino, y el transporte desde la tierra y el aporte de los sistemas de agua dulce (Tripathi *et al.*, 2021). 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, entre otras. Se ha establecido que los metales pueden llegar al medio costero y marino a través de escurrimientos, transporte atmosférico o descargas submarinas de aguas subterráneas (Páez-Osuna, 1996), y una vez dentro del medio suelen permanecer en forma soluble o particulada, tendiendo finalmente a precipitar hacia los sedimentos (Martin y Hidayathulla, 2008). Es común pensar en los contaminantes en términos de concentraciones elevadas, aunque para el caso de los metales, concentraciones muy pequeñas ($\mu\text{g/g}$ o ng/g) pueden causar problemas de toxicidad, tanto a los organismos que están en contacto con estas sustancias, como a sus consumidores debido a su capacidad de bioacumulación y biomagnificación en los diferentes niveles de la cadena trófica (Hart *et al.*, 1991; Marcovecchio *et al.*, 1991).

Cuando los metales que son transportados por escorrentías entran a los ecosistemas marinos, se generan una serie de procesos que determinan su distribución entre las fases disueltas y particuladas afectando, por lo tanto, a su transporte, así como a los efectos que pueden ocasionar, por ejemplo, en los sistemas lagunares (Zwolsman *et al.*, 1997). En las últimas décadas, el estudio de la distribución y comportamiento geoquímico de los elementos metálicos en estuarios (ej. Foster *et al.*, 1978; Turner, 1996; Dassenakis *et al.*, 1997; Hatje *et al.*, 2001a; Hatje *et al.*, 2001b; Millward y Liu, 2003) ha generado evidencias de la complejidad de los procesos biogeoquímicos y factores que afectan su dinámica en estos sitios. Entre los factores relacionados, destacan el pH, la salinidad, dureza, actividad microbiana, el potencial redox y el contenido y composición de la materia orgánica, ya que los metales que se encuentran adsorbidos sobre el material particulado pueden ser liberados (ej. cambios de pH) hacia la columna de agua y al agua intersticial, y estar biodisponibles para los organismos pelágicos y bentónicos (Páez-Osuna, 1996; Campbell *et al.*, 1997).

La especiación de los metales determina en gran medida su biodisponibilidad y aunque se encuentra controlada por condiciones ambientales, sus efectos en los organismos dependen de ciertas características como su edad, talla, hábitos alimenticios y madurez (Páez-Osuna, 1996). Esto hace que los análisis químicos, por si solos, no proporcionen evidencia suficiente de sus efectos biológicos, impidiendo determinar el grado de contaminación que genera sobre los ecosistemas (Chapman *et al.*, 2003). Los elementos metálicos se caracterizan por ser no biodegradables y altamente tóxicos, cuando sobrepasan las concentraciones necesarias o tolerable de los organismos. Algunos se clasifican como esenciales, debido a sus implicaciones metabólicas (ej. cobre y zinc) y otros que no tienen funciones biológicas (ej. mercurio, plomo y cadmio) se clasifican como no esenciales (Ansari *et al.*, 2004). Entre sus efectos biológicos nocivos se reconocen alteraciones en las actividades enzimáticas y fisiológicas, efectos mutagénicos y teratogénicos, e incluso la muerte (Bryan, 1971; Mandelli, 1979; Viarengo, 1985; Ober *et al.*, 1987; Jakimska *et al.*, 2011).

Existen tres procesos a considerar, relativos a la interacción entre los elementos metálicos y los organismos: 1) bioacumulación, que se refiere al aumento de la concentración del metal en el ambiente, englobando todas las vías de exposición como es el agua, sedimentos y alimento; 2) bioconcentración, que se define como el resultado neto de la absorción, transformación y

eliminación de un metal, como resultado de una exposición al agua o sedimento y 3) biomagnificación, que es la acumulación y la transferencia de metales a través de la cadena alimenticia, produciéndose un aumento de las concentraciones en los organismos situados en los niveles más altos de la cadena trófica (Comisión Europea, 1996; Naciones Unidas, 2007).

Gran parte de los contaminantes que llegan al medio marino terminan acumulándose en los sedimentos, donde alcanzan concentraciones que suelen ser varios ordenes de magnitud mayores que en el agua circundante (Burton, 1991). De esta forma, resulta evidente que, en los sistemas litorales, los sedimentos constituyen un lugar preferencial para su acumulación (Louma y Ho, 1992). Sin embargo, las elevadas concentraciones de metales en sedimentos costeros y marinos, no se encuentran relacionadas con su biodisponibilidad, ya que se considera que está ligada a procesos biogeoquímicos del sedimento, que le confieren un carácter dinámico (Loring, 1991; Chapman *et al.*, 1998). Como se mencionó, la partición o reparto de los metales entre los distintos componentes del sedimento y, por lo tanto, su biodisponibilidad, depende de distintos factores (ej. temperatura, concentración de oxígeno disuelto, pH) (Krumgalz, 1989; Di Toro *et al.*, 1991; Mahony *et al.*, 1996; Chapman y Wang, 2002). Es así como, la contaminación por metales en sedimentos es un problema ambiental extendido, que generalmente supone una amenaza potencial para los ecosistemas acuáticos y para la salud humana (U.S. EPA, 1994). De hecho, el destino, la distribución y el comportamiento de estos contaminantes en los sedimentos, así como sus efectos a largo plazo sobre la biota no son del todo comprendidos (Burton, 1994; Crane *et al.*, 1996; Gheorghe *et al.*, 2017). En cuanto a los efectos negativos de algunos elementos metálicos en zonas costeras, se ha reportado que, concentraciones elevadas Cu, producen efectos fitotóxicos, afectando al fitoplancton y en consecuencia a la productividad primaria (Vázquez *et al.*, 1999). Otros metales como el Pb y el Cd generan toxicidad generalizada para la biota marina, dando lugar a cambios en la estructura de las comunidades naturales, que pueden ocasionar mortalidad de las especies acuáticas más sensibles (Bowen, 1979; Kertész *et al.*, 2006). Una aproximación, ampliamente utilizada, para estudiar la biodisponibilidad de los metales en los sedimentos es la cuantificación de su bioacumulación en organismos bentónicos (Campana *et al.*, 2005; Solís *et al.*, 2008). En este sentido, los pastos marinos se presentan como buenos centinelas ambientales, de hecho, varios programas de vigilancia ambiental los han utilizado para cuantificar la contaminación por metales (Costantini *et al.*, 1991; Haritonidis y Malea, 1999; Lee *et al.*, 2023). Su amplio uso como

indicadores de contaminación marina, está justificada por la capacidad que presentan para acumular una gran variedad de elementos metálicos, identificando así de forma cualitativa y cuantitativa a los metales biodisponibles (Buo-Olayan y Subrahmanyam, 1996; Haynes y Johnson, 2000; Thangaradjou *et al.*, 2010), ya que, al ser productores primarios, pueden utilizarse como indicadores de primer nivel para el monitoreo en ambientes marinos y costeros (Prange y Dennison, 2000).

A pesar de que las fanerógamas marinas (pastos marinos) constituyen importantes ecosistemas costeros y presentan valiosas funciones socioeconómicas (Costanza *et al.*, 1997), numerosas amenazas (ej. actividades turísticas, industrialización de la zona costera) están provocando su rápida desaparición en todo el mundo (Cullen-Unsworth y Unsworth, 2016), con una tasa de disminución anual estimada del 7% a nivel global (Waycott *et al.*, 2009). Los pastos marinos no solo juegan un papel fundamental en el reciclado de elementos dentro de los sistemas costeros, además, son afectadas de forma adversa por los contaminantes metálicos. En este sentido, la fanerógama marina de la especie *Thalassia testudinum*, ampliamente distribuida en algunas zonas costeras del Golfo de México, se encuentra frecuentemente en Laguna de Términos (LT), formando pequeñas praderas en zonas someras, donde las propiedades fisicoquímicas le permiten su óptimo desarrollo (Toledo-Ocampo, 2005). De forma general, las praderas albergan comunidades con elevada diversidad biológica debido, entre otros factores, a su alta productividad primaria y a su complejidad estructural (Edgar y Robertson, 1992; Frost *et al.*, 1999), proporcionando recursos alimenticios para los organismos que en ellas se encuentran (Parker *et al.*, 2001). Estas comunidades son importantes desde el punto de vista de la biodiversidad global y tienen la capacidad de acumular elementos metálicos que podrían ocasionar efectos negativos sobre las comunidades biológicas asociadas, al incrementar la disponibilidad de los metales a través del alimento. La acumulación de metales en las praderas de pastos, así como en otros productores primarios y en los sedimentos, no solo tienen importancia en la estructuración de las comunidades de invertebrados asociados, sino que, a su vez, sugieren la transferencia trófica potencial de dichos contaminantes (García y Dorransoro, 2005).

Se han reportado elevadas concentraciones de metales en sedimentos (ej. Ag, Cd, Cr, Pb) en el sur del Golfo de México, relacionadas al aporte de ríos, descargas de aguas de desechos

industriales y municipales, actividades portuarias, así como a la extracción y transporte de hidrocarburos (García-Cuellar *et al.*, 2004; Vázquez-Botello *et al.*, 2004; Horta-Puga, 2007; Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2022). Están identificados que los problemas más severos de contaminación por metales ocurren en cuerpos de agua semicerrados, particularmente en bahías, estuarios y lagunas costeras (U.S. EPA, 1994). Dentro de este marco, las lagunas costeras se ubican en zonas de mezcla, donde interactúan masas de agua de origen epicontinental (ej. ríos) y marina (i.e., por medio de bocas naturales, canales artificiales o mareas), donde su morfología y dinámica de corrientes favorecen la formación de diferentes ambientes que representan un hábitat de reclutamiento y crecimiento para muchas especies de importancia comercial (De la Lanza *et al.*, 1991). En este contexto, son sitios de protección y alimentación para una amplia variedad de especies acuáticas locales y migratorias; además, son ambientes de depósito y funcionan como filtros naturales de contaminantes, al retener materiales proporcionados por ríos, la atmósfera y el océano (Lacerda, 1994), siendo las áreas más productivas de la zona costera (Toledo *et al.*, 1989; Vázquez *et al.*, 1999; Pérez-Ruzafa y Marcos, 2012). Estas características ambientales han hecho que sean sitios ideales para la pesca, maricultura y turismo, acelerando su urbanización y provocando severos problemas ambientales (Kjerfve, 1994).

En el sureste (SE) del Golfo de México, se localiza LT, que es el sistema fluvio-lagunar más grande e importante de Campeche. Existen estudios sobre la evaluación de los niveles de metales en LT, que han sido enfocados a sedimentos, peces, mejillones y agua circundante (ej. Villanueva y Botello, 1992; Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2022). LT fue declarada Área de Protección de Flora y Fauna en 1994 y se encuentra incluida en la lista Ramsar de Humedales de Importancia Internacional desde 2004 (CONANP, 2006; RSIS, 2006). La laguna está altamente influenciada por las descargas de los ríos: Palizada, Chumpán y Candelaria-Mamantel, los cuales forman parte de la red hidrológica del río Usumacinta, que recibe aguas contaminadas descargadas por actividades industriales y petroleras en todo su curso por el sureste de México (Vázquez *et al.*, 1999; Castañeda-Chávez *et al.*, 2021). Por tanto, el objetivo de este trabajo de investigación fue determinar la concentración de elementos metálicos (Cu, Cd, Hg, Pb, Zn) en praderas de pastos marinos de la región El Cayo en LT, Campeche, para evaluar su acumulación y establecer si existe relación entre el contenido de metales en los sedimentos y los pastos marinos.

4. ANTECEDENTES

4.1 Importancia de los pastos marinos

Los pastos marinos (fanerógamas) son las únicas plantas con flores y frutos que viven por debajo de la superficie del agua en bahías, lagunas, arrecifes coralinos y aguas costeras poco profundas de zonas tropicales y templadas. Morfológicamente tienen un sistema de anclaje constituido por hojas, tallos, rizomas y raíces; estos dos últimos crecen horizontalmente enterrados en el sustrato creando extensas comunidades, que toman aspecto de praderas verdes bajo el agua y que les permite soportar el efecto de las mareas y el oleaje. Crecen desde la zona intermareal, hasta profundidades de 20 m y el límite en que pueden desarrollarse esta en función de los requerimientos de luz de cada especie. La temperatura y la salinidad son factores abióticos importantes que controlan la producción de los pastos marinos. La tolerancia varía ampliamente entre las especies tropicales y templadas; sin embargo, se ha demostrado que se desarrollan óptimamente en un rango que va de los 6.0 a 40.5 °C; además, pueden crecer en salinidades hasta de 50 UPS, pero los valores más comunes van de los 10 a 30 UPS (Phillips y Meñez, 1988; Gulf of Mexico Program, 2004). Las praderas de pastos marinos juegan un papel relevante en la sedimentación y remineralización de la materia orgánica, la dinámica cerca de la costa, en el ciclo de nutrientes y en la precipitación de contaminantes (Hemminga y Duarte, 2000). Estas comunidades son bien conocidas por su productividad primaria y secundaria, contribuyen a la estabilización del sustrato, son áreas de crianza natural, fuente de alimento, reproducción y protección de reptiles, invertebrados, mamíferos y para diversas poblaciones de larvas y juveniles, que en su fase adulta forman parte de pesquerías comerciales (Alfonso *et al.*, 2008). En la región norte y sur del Golfo de México se ha documentado que las tortugas marinas verdes (*Chelonia mydas*) y los manatíes (*Trichechus manatus*), se alimentan directamente de los pastos marinos *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*, mientras que los delfines nariz de botella (*Tursiops truncatus*), capturan especies pequeñas asociadas a estos ecosistemas (Flores-Cascante *et al.*, 2013). Por tanto, muchas especies se pueden ver afectadas por la pérdida o degradación del hábitat de los pastos marinos (Gulf of Mexico Program, 2004).

En Laguna de Términos (LT), se registran densidades de brotes de 249.5 km² de pastos marinos (Cuevas *et al.*, 2021), aunque se ha sugerido una disminución del área de cobertura hacia la zona sur de la laguna, dentro de los cuales están: *Halodule beaudettei*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Ruppia maritima* y *Thalassia testudinum* (Toledo-Ocampo, 2005). Solís-Weiss y Carreño (1985) reportaron la macrofauna béntica asociada a estos pastos marinos, que corresponde a crustáceos, anélidos, poliquetos y moluscos; también mencionan que el género *Thalassia* entra a la cadena trófica y se integra al flujo de energía en el ecosistema, principalmente por la vía detrítica, a través de la descomposición por microorganismos de las hojas muertas. Los pastos marinos tienen la capacidad de almacenar metales biodisponibles desde los sedimentos, mediante sus raíces y rizomas, y del agua circundante por las hojas (Thursby y Harlin, 1982; Libes y Boudouresque, 1987; Nicolaidou y Nott, 1998). La manera habitual en que los metales son asimilados por la planta, es la forma iónica disuelta (García-Camero, 2002). En este aspecto, la biodisponibilidad de una sustancia hace referencia a su capacidad de almacenarse en un organismo vivo, y es importante considerarlo al momento de evaluar el contenido de metales en organismos, sedimentos y agua (Manahan, 2007). En la evaluación de la contaminación por metales, se consideran a los pastos marinos como bioindicadores debido a que cumplen con ciertas características: 1) no son especies endémicas, por tanto, puedan ser estudiadas y comparadas en distintos lugares, es decir, son cosmopolitas; 2) son resistentes a concentraciones elevadas de contaminantes; 3) tienen importancia ecológica y/o económica para la zona de estudio; 4) son abundantes, de fácil reconocimiento y representatividad en la localidad y 5) poseen un tamaño suficiente para proveer una muestra adecuada para su análisis y un tiempo de vida, que permite muestrearlos más de una vez al año (Rayment y Barry, 2000).

4.2 Pastos marinos y el ciclo de metales

La ruta de entrada celular de los metales a los pastos marinos está determinada por dos procesos, uno es el transporte activo que está mediado por absorción enzimática, y el otro es el transporte pasivo, que procede de la precipitación o adsorción sobre partículas en la sedimentación. Como ejemplo, se ha visto que el Cd puede sustituir al Zn en algunas moléculas bioquímicas de los pastos marinos y aunque no cumple las mismas funciones, permite mantener su crecimiento en

aguas deficientes en Zn (Price y Morel, 1990). Algunos trabajos señalan que las hojas de los pastos marinos pueden almacenar a los metales disponibles de la columna de agua, mientras que los rizomas y raíces obtienen a estos elementos directamente de los sedimentos. Asimismo, existe evidencia de un proceso de translocación del contenido de metales del rizoma hacia las hojas; de hecho, aunque las tasas de translocación son menores y a veces reversibles, son suficientes para sostener un buen crecimiento del pasto marino (Pulich, 1987; Schroeder y Thorhaug, 1980). El contenido de metales en los tejidos de la planta muestra una alta variabilidad, lo que resulta de la interacción entre la biodisponibilidad y la fisiología de los organismos, incluida la cinética de absorción y la translocación interna entre partes de la planta, ya sea pasiva o activa. Por lo tanto, el contenido de metales puede diferir sustancialmente entre los diferentes compartimentos de la planta (hojas, tallos, rizomas, raíces), aunque los órganos reproductores no suelen considerarse en este contexto (Llagostera *et al.*, 2011). Existen reportes de que Zn es translocado a tallos nuevos y hojas jóvenes. Esto sugiere que la translocación de Zn de raíces no ocurre por transporte, a través de sistemas vasculares, sino que está restringido por tejidos de hojas, supliendo a la región meristemática. Por tanto, la translocación es considerada insignificante por intercambio de Zn entre sedimentos y agua marina; algunos estudios han revelado que la acumulación de un elemento esencial como el Cu en sedimento, es translocado a todas las partes de la planta, mientras que el Cu tomado del agua mostró una tendencia a permanecer en las hojas (Lyngby *et al.*, 1982; Ward, 1989; Prange y Dennison, 2000; Nielsen *et al.*, 2016). Por otro lado, se ha descrito que las raíces de pastos marinos que están enterradas en el sedimento pueden afectar la biodisponibilidad de los elementos metálicos por excreción de materiales orgánicos, difusión de O₂ dentro de la rizófora, y la oxidación de sulfuros metálicos por parte de la raíz. Por tanto, las praderas de pastos marinos, con gran cantidad de biomasa, pueden servir como reservorios de metales (Tiller *et al.*, 1989). Por ejemplo, en *Zostera marina* se han observado altas concentraciones de metales en verano y mínimas durante la primavera y el otoño (Lyngby y Brix, 1983); asimismo, bajo condiciones de crecimiento, sus hojas no presentan diferencias en los niveles de ⁵⁴Mn con respecto a las raíces. Por otro lado, se ha reportado que las hojas viejas tienden a presentar mayores concentraciones de los isótopos ⁵⁴Mn y ⁶⁵Zn, que las hojas jóvenes, hasta en un 70% indicando que se va acumulando los metales (Lyngby *et al.*, 1982). Además, las variaciones en la concentración de metal entre diferentes especies de pastos marinos están influenciadas por las propiedades fisiológicas de cada planta y no por causa morfológicas (Thangaradjou *et al.*, 2010).

4.3 Pastos marinos como bioindicadores de contaminación por metales

En relación a estudios realizados sobre el uso de pastos marinos como bioindicadores de la contaminación por metales, se puede mencionar a Nicolaidou y Nott (1998) que utilizaron a *Cymodocea nodosa*, muestras de sedimentos y a gasterópodos para determinar la contaminación por una serie de elementos (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn) en la Bahía Larymna al Este de Grecia; al comparar sus resultados contra un sitio no perturbado, concluyeron que la planta de ferróniquel de la localidad, era la principal fuente antropogénica de metales en el sitio. Prange y Dennison (2000) determinaron las concentraciones de Fe, Al, Zn, Cr y Cu en los pastos marinos *Halophila oval*, *Halophila spinulosa*, *Halodule uninervis*, *Zostera capricorni* y *Cymodocea serrulata*, de la Bahía de Moreton y Puerto Curtis en Queensland, Australia, observando que las concentraciones de estos elementos, en la hoja y el rizoma de las muestras analizadas, tuvieron la siguiente tendencia: Fe > Al > Zn > Cr > Cu. Suwandana *et al.* (2011) estudiaron las concentraciones de Fe, Zn, Cd, Cu y Hg en el pasto marino *Enhalus acoroides*, pertenecientes a la Bahía de Banten, Indonesia, encontrando concentraciones altas de estos elementos en el centro de la bahía que atribuyeron a procesos oceánicos como la combinación de monzones y la descarga fluvial. Valdez-Cruz (2016), cuantificó la concentración de Pb y Cd en sedimentos y tejidos (tallo y rizoma) de *T. testudinum*, encontrando mayores niveles de Pb en los sedimentos y en los rizomas (5.71-5.85 µg/g y 5.59-5.73 µg/g, respectivamente), en comparación con las hojas (0.002-0.094 mg/g). Para el Cd las concentraciones fueron bajas (0.005 µg/g en hoja y 0.007 µg/g en rizoma), presentado pequeñas diferencias entre los sedimentos y los tejidos del pasto marino. Ontiveros-Cuadras *et al.* (2022) determinaron los contenidos de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn en registros sedimentarios recolectados en praderas de pastos marinos al norte de LT. Sus resultados mostraron enriquecimientos menores de Cd, Ni, V y Zn en el sedimento, así como un enriquecimiento de moderado a fuerte para As, destacando la función de las praderas de pastos marinos como sumideros de metales y metaloides.

4.4 Metales en sedimentos

Los sedimentos son una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos, que pueden reflejar la calidad de agua y de los ecosistemas en los que se depositan. La concentración de metales en los sedimentos se asocia con diferentes fases geoquímicas (ej. materia orgánica, óxidos de hierro-manganeso, complejos de carbonatos y sulfuros) (Zanella, 2011). Los estudios referentes a la contaminación por metales en sedimentos, ya sea en muestras superficiales o registros sedimentarios, asociados a fuentes antrópicas, son diversos (ej. Aguilar-Ucán *et al.*, 2014; Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2022). Los sedimentos actúan como un reservorio para los metales y metaloides, los cuales bajo ciertas condiciones fisicoquímicas (ej. pH), pueden disolverse y ser liberados hacia la columna de agua, siendo susceptibles a entrar a la cadena alimenticia (Gadd y Griffiths, 1977). Lacerda (1994) realizó una descripción de la biogeoquímica de los metales (Hg, As, Cd, Pb, Cu, Zn y Cr) en los ecosistemas de lagunas costeras, señalando que estos ambientes son importantes por la retención de los materiales que son aportados por ríos, la atmósfera y el océano. De igual forma, a nivel internacional se han realizado distintos esfuerzos para caracterizar las fuentes de metales y metaloides hacia los sedimentos; por ejemplo, Bryan y Langton (1992) recopilaron material bibliográfico de diversos elementos como Pb, Cr, Sn, Co, Fe, Mn, Ni, Cd, As, Cu, Zn, Hg, Se y Ag, presentes en estuarios de Inglaterra, con la finalidad de señalar su biodisponibilidad, acumulación y efectos tóxicos. Por otro lado, Lacerda *et al.* (1993) identificaron dos fuentes de Hg en el río Paraíba, Brasil, que fueron la actividad agrícola (fungicida) y la minería de Au (amalgamación). Tkalin *et al.* (1996) en el Mar de Japón, encontraron que la concentración de elementos metálicos en algunas bahías se relaciona con la descarga de aguas residuales y las características granulométricas de los sedimentos. Williams *et al.* (1997) reportaron para los sedimentos de Mombasa, Kenia, un incremento en la concentración de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn, en sincronía con el desarrollo urbano. En el caso de México, Villanueva y Botello (1998) examinaron la contaminación por metales en áreas costeras del Golfo de México, reportando concentraciones elevadas de Pb, Cd, Co, Cr, Cu, Ni y Zn en lagunas y ríos en los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche, relacionadas a descarga de aguas residuales urbanas e industriales, emisiones atmosféricas y desechos generados de la industria petrolera. En el caso particular de LT, que es un sistema altamente expuesto a la contaminación por metales y metaloides, debido, entre otras cosas, a su cercanía con Ciudad del Carmen (~191,238 habitantes; INEGI, 2020) y las operaciones de

Petróleos Mexicanos (DIGAOHM, 2022), Ponce-Vélez y Botello (1991), determinaron el contenido de metales en muestras de sedimento superficial (Cu = 7.9 µg/g; Ni = 73.9 µg/g; Co = 13.5 µg/g; Cr = 58.8 µg/g; Zn = 28.8 µg/g), indicando que dichos valores fueron mayores en la parte Oeste de la laguna a diferencia de la parte Este. Vázquez *et al.*, (1999) evaluaron para la región Oeste de LT, la concentración de Cd (0.048 µg/g), Cu (0.035 µg/g) y Zn (0.057 µg/g); también analizaron parámetros hidrológicos como salinidad, temperatura, turbidez, pH, oxígeno disuelto y nutrientes en los años 1994 y 1995. Por otro lado, Rosas-Gutiérrez (2004) determinó las concentraciones de Cu, Ni, Co, Pb y Cd, en los sistemas fluvio-lagunares de Palizada del Este y Candelaria-Panlau, en Campeche. Por último, Celis-Hernández *et al.*, (2020) evaluaron el riesgo ambiental de Cr, Zr, Zn, Ni, Rb, Cu, Pb y Co, en sedimentos de manglares de Isla del Carmen en Campeche, concluyendo que las aguas residuales de la Ciudad del Carmen actúan como fuentes puntuales de Zn, Cu y Pb, mientras que, los contenidos observados de Ni y V muestran que la industria petrolera tiene un bajo impacto en los sitios estudiados.

5. JUSTIFICACIÓN

Laguna de Términos (LT) es un sitio de crianza y alimentación para un gran número de especies endémicas y de importancia comercial, todas ellas consideradas bajo protección especial (INE, 1997). Es así como, LT y sus humedales asociados, fueron declarados Área de Protección de Flora y Fauna Silvestre en 1994 y sitio Ramsar en 2004 (CONANP, 2000; RSIS, 2006); además, es una de las lagunas costeras más importantes en México, debido a su gran diversidad, a las actividades económicas y sociales de la región, así como por su cercanía a la zona petrolera más importante del país (i.e., la sonda de Campeche; SAGARPA, 2017). Se ha establecido que distintas actividades antropogénicas, permiten que los metales traza ingresen al medio costero-marino ocasionando graves problemas de contaminación (ej. Celis-Hernández *et al.*, 2020; Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2022). En consecuencia, una de las aportaciones más importantes de este trabajo de investigación, es la detección de las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos como Cu, Cd, Hg, Pb y Zn, en distintos compartimientos ambientales de LT, como son los sedimentos superficiales, agua y el pasto marino de la especie *T. testudinum*, que es un bioindicador de contaminación y un elemento clave en la abundancia, permanecía y persistencia de muchas especies de este ecosistema, con el objetivo de evaluar el grado de contaminación de los sitios de estudio.

6. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS

¿Los pastos marinos de la especie *T. testudinum* reflejan las concentraciones de los metales que están biodisponibles en los sedimentos y el agua de Laguna de Términos?

Si el aumento de las actividades antrópicas (exploración y extracción petrolera al sur del Golfo de México) y las descargas de los principales ríos hacia la Laguna de Términos (Palizada, Chumpán y Candelaria-Mamantel), son factores que contribuyen a la acumulación de metales en el ecosistema, entonces las poblaciones de *T. testudinum* y los sedimentos superficiales presentarán niveles elevados de Cu, Cd, Hg, Pb y Zn en relación con algunos criterios o normas establecidas.

7. OBJETIVO GENERAL

Determinar la concentración de Cu, Cd, Hg, Pb y Zn en praderas de pastos marinos de la región El Cayo de la Laguna de Términos, Campeche, para evaluar el grado de contaminación de los sitios de estudio y la posible relación entre el contenido de metales en los sedimentos y los pastos marinos.

7.2 Objetivos particulares

- Determinar los niveles de oxígeno disuelto, pH, temperatura y salinidad del agua superficial donde se desarrollan las praderas de pastos marinos de la región El Cayo en Laguna de Términos (LT).
- Determinar el contenido de materia orgánica, la distribución de tamaño de grano y las concentraciones totales y biodisponibles de Cu, Cd, Hg, Pb y Zn, en los sedimentos superficiales, donde se desarrollan las praderas de pastos marinos de la región El Cayo en LT.
- Determinar los niveles de Cu, Cd, Hg, Pb y Zn, en hojas, tallos y rizomas de *T. testudinum*.
- Establecer la distribución espacial de las concentraciones de metales con el propósito de identificar posibles zonas críticas (contaminadas o no contaminadas).

- Con base en la biodisponibilidad de los metales, clasificar los sitios del área de estudio de acuerdo con el riesgo potencial que representan para la salud del ecosistema.

8. MATERIALES Y MÉTODOS

8.1 Área de estudio

En el litoral del Golfo de México, en el estado de Campeche, se localiza la Laguna de Términos (LT; 91° 15' y 92° 00' O, 18° 24' y 19° 00' N) (Fig. 1). Esta laguna es de las más grandes del país, con una longitud de 70 km y un ancho de 28 km, tiene un área de ~1566 km² y una profundidad media de 3.5 m, mientras que en áreas protegidas es menor a 1.9 m. Se encuentra separada del mar por Isla del Carmen, barrera de 37.5 km en sentido NE-SO, que se comunica con el mar a través de dos bocas: 1) boca de Puerto Real que es la entrada NE con 10 m de profundidad y 2) boca del Carmen que está en el SO con 7 m de profundidad (Gutiérrez-Estrada y Castro del Río, 1988; Vázquez *et al.*, 1999). La región presenta un clima cálido subhúmedo de tipo Am (W) y pertenece a las regiones hidrológicas 30 y 31. El flujo de agua dulce que ingresa a la laguna varía de acuerdo con tres estaciones durante el año, que son secas (marzo-mayo), lluvias (junio-septiembre) y nortes (octubre-febrero). La evaporación mínima es de 1055 mm año y la máxima de 2274 mm año, con un intervalo de precipitación anual de 366 a 1915 mm, observándose el valor máximo durante los meses de junio a noviembre (Cerón-Bretón *et al.*, 2011).

La planicie costera del área de LT está drenada principalmente por tres ríos: 1) el río Palizada cuya descarga anual es mayor a $4 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ y, que se encuentra en el extremo occidental de la laguna. En general, su descarga fluye casi directamente sobre la plataforma de Campeche y forma parte de la red hidrológica de los ríos Mexcalapa, Grijalva y Usumacinta, con un aporte que representa 75% del agua de la laguna; 2) el río Candelaria (20% de agua a la laguna) tiene una cuenca que se localiza en la península de Yucatán y en una pequeña porción de Guatemala. En su cauce se encuentran grandes cantidades de carbonato de calcio; 3) el río Chumpan (aporte de 5%) se forma en la planicie costera por la unión de los ríos Salsipuedes y San Joaquín (Amézcu-Linares y Yáñez-Arancibia, 1980; Bach *et al.*, 2005). Las corrientes en LT van hacia el Oeste durante la mayor parte del año y están fuertemente afectadas por los vientos del NE y SE ($4 \text{ a } 6 \text{ m s}^{-1}$). Esto se traduce en una entrada de flujo de agua de mar por el lado Este (Puerto Real) y una salida a través del lado Oeste (boca el Carmen). Durante la época de nortes se presentan fuertes lluvias y

vientos que van de N y NO; entonces la magnitud del viento se incrementa (> 30 mph), provocando un cambio de dirección y hace que sea más turbulento (Bach *et al.*, 2005). Las mareas son diurnas y semidiurnas con un promedio de 0.5 m. Las características químicas de la laguna se determinan por la circulación, el flujo de los ríos y su actividad biológica. La salinidad varía de acuerdo con la estación del año y en relación con las estaciones de lluvias o secas, con valores mínimos de 12 UPS y máximos de 38 UPS. La temperatura del agua superficial varía entre 23 y 33 °C (Vázquez *et al.*, 1999).

En general el sedimento de LT está constituido por arenas finas, arcillas limosas y arenas limo-arcillosas (Yáñez-Correa, 1971). La distribución del tipo de grano varía en las diferentes zonas de la laguna, debido principalmente a las corrientes y aporte de ríos. En la región Oeste existe una predominancia de limos y arcillas, siendo el aporte fluvial el posible causante de este sedimento característico; por otro lado, en la zona Este se encuentra una dominancia de las áreas carbonatadas con más del 70% de CaCO₃, que proviene de calizas de la placa yucateca a través de escurrimientos, oleaje y descargas del río Candelaria (Phleger y Ayála-Castañares, 1971). Las aguas poco profundas se encuentran dotadas de lechos de algas, arrecifes de ostras y humedales de manglar. Para un mejor entendimiento de las características hidrográficas de la LT se pueden clasificar en dos sub-áreas distintas. El lado Oeste de la laguna recibe la mayoría del flujo de los ríos, en esta área predominan los sedimentos lodosos y es una zona productiva bien mezclada y de baja salinidad. La turbidez del agua y baja salinidad no favorecen las condiciones para el desarrollo de algas y fanerógamas marinas. La zona central y Este de la laguna son poco profundas, con mayor abundancia de sedimentos calcáreos. Los arrecifes de ostras se encuentran cerca de las desembocaduras de los ríos Candelaria y Chumpan. Estos arrecifes están formados principalmente por ostras *Crassostrea sp.* De tal forma que la laguna se halla en la zona de transición entre las calizas de la Península de Yucatán y los terrenos aluviales del Golfo de México. Existe una gran variedad de vegetación sumergida en su porción norte, donde se presenta una persistente influencia marina, lo que mantiene valores elevados de salinidad y transparencia. En esta área se localiza El Cayo (Fig. 1 y 2), que comprende una extensión aproximada de 52,900 m² y una profundidad promedio >1 m. La vegetación sumergida está compuesta de pastos marinos, dominados por *T. testudinum*, apareciendo en menor densidad *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* y macroalgas de las familias Phaeophyceae y Rhodophyceae. La vegetación costera de los márgenes de la laguna

se encuentra formada principalmente por el mangle *Rhizophora mangle*, predominando en el área sedimentos arenosos y limosos (Sánchez, 1994).



Figura 1. Laguna de Términos, Campeche.



Figura 2. Lado Oeste de Laguna de Términos, Campeche. Estaciones de muestreo 1, 2, 3, y 4 en el sitio El Cayo.

8.2 Estrategia de muestreo

Para poder estimar el comportamiento de metales y el posible grado de contaminación en praderas de pastos marinos de la LT, se consideraron para el muestreo cuatro estaciones (1, 2, 3 y 4) con una réplica. El muestreo se realizó dentro del área conocida como El Cayo (Fig. 2), donde a razón de las condiciones fisicoquímicas se desarrollan ampliamente las praderas de pastos marinos. El criterio para seleccionar las estaciones de toma de muestra se basó en la técnica de muestreo sistemático. La recolección de las muestras se realizó el día 14 de marzo del 2012, que se considera como el inicio de la época de secas y el día 6 de septiembre del 2012, que corresponde a la época de lluvias. En cada uno de los muestreos se recolectaron 10 muestras en total: 5 de sedimentos y 5 de pastos marinos de la especie *T. testudinum*. Así pues, se recolectó aproximadamente 500 g de pasto marino y 250 g de sedimentos superficiales por cada estación. El pasto fue recolectado manualmente y/o con ayuda de una pala de plástico. Se seleccionaron pastos con apariencia saludable y que fueran hojas vivas, las cuales se lavaron con agua del medio, para eliminar el material particulado previamente sedimentado sobre la muestra. En el caso de los sedimentos, se recolectaron con una draga tipo Van Veen de 3 L de capacidad, en los mismos sitios en los que se recolectaron los pastos marinos. Para ello, se arrojó la draga de forma perpendicular al cuerpo de agua, para que se enterrara en el sedimento; posteriormente se recolectó el sedimento superficial (0-10 cm de profundidad) con ayuda de una pala de plástico, teniendo cuidado de tomar la muestra del centro de la draga, para que no tuvieran contacto con las superficies metálicas y así evitar su contaminación. Cada muestra se colocó en una bolsa de polietileno debidamente sellada y etiquetada (i.e., estación, coordenadas, nombre del colector y fecha), para trasladarse al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICML) de la UNAM, estación El Carmen, donde los pastos marinos se lavaron con agua para retirar el material particulado, algas, moluscos y esponjas. Posteriormente los pastos y sedimentos se secaron en un horno marca BIDER FD115-UL a 60°C durante 48 h. Las muestras secas se guardaron en bolsas de polietileno debidamente etiquetadas, en un contenedor hermético para evitar su descomposición. Finalmente se trasladaron al Laboratorio de Contaminación Marina Sección Inorgánicos del ICML, en Ciudad Universitaria, para su posterior tratamiento. En cada estación de muestreo se registró la salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y pH en agua superficial, con ayuda de un multiparamétrico marca HANNA modelo H19828. Con el propósito de eliminar cualquier tipo de interferencias que pudiera alterar

los resultados en los análisis, sobre todo cuando se van a determinar concentraciones muy bajas de metales, todo el material de laboratorio utilizado se lavó con agua tridestilada (AT) y se colocó el material de plástico en HNO₃ al 10% y la cristalería en HCl al 10% durante 48 h, para finalmente enjuagarse con AT.

8.3 Materia orgánica en sedimentos

El contenido de materia orgánica en sedimentos se determinó siguiendo la técnica propuesta por Gaudette *et al.* (1974) y modificada por Ortíz *et al.* (1993b). Se pesaron 50 g de la muestra homogeneizada (polvo), posteriormente se tamizó en un tamiz de polietileno con luz de malla de 250 µm; la fracción retenida en el tamiz se desechó mientras que, de la fracción residual, se pesaron de 0.17 a 0.2 g de sedimento seco, que se colocó en un matraz Erlenmeyer y se trataron con 5 mL de K₂Cr₂O₇ 1 N en 10 mL de H₂SO₄ concentrado. Se tomó otro matraz sin sedimentos y se agregó los 5 mL de K₂Cr₂O₇ 1 N, al cual se le dio el mismo tratamiento que a las muestras y se usó como blanco. La mezcla se dejó reposar por media hora. Una vez finalizada la oxidación del sedimento, se agregó 100 mL de AT, 5 mL de H₃PO₄ concentrado y 5 gotas de difenilamina. El exceso de K₂Cr₂O₇ se tituló con disolución de FeSO₄ 0.5 N.

8.4 Análisis granulométrico

Se realizó el análisis granulométrico de las muestras de sedimentos en el laboratorio de análisis de partículas del ICML en Ciudad Universitaria, mediante un analizador Beckman Coulter modelo LS-230 de difracción láser, que realizó en forma automática la distribución de tamaño de partículas en un intervalo de 0.04 a 2000 µm; también se estimó el porcentaje de gravas por gravimetría. La nomenclatura de los sedimentos se determinó con base en los triángulos de clasificación de Folk (1968).

8.5 Procesamiento de muestras de pastos marinos

De acuerdo con los objetivos específicos, se optó por seccionar las muestras de pastos marinos de la especie *T. testudinum*, para evaluar las concentraciones de metales en sus hojas, tallos y rizomas-raíces (Fig. 3). El método de extracción de los metales en las muestras de pastos marinos se basó en la técnica de Alfonso *et al.* (2008). Cada una de las muestras de tejidos secos se maceró en un mortero para obtener un polvo fino, que se colocó en frascos de polietileno etiquetados (i.e., estación, fecha de muestreo y especie) con tapa.



Figura 3. Diferentes compartimentos macerados de *Thalassia testudinum*.

Para la digestión ácida de las muestras se utilizó la técnica descrita por Suwandana *et al.* (2011). Se pesaron ~0.4 g de muestra homogeneizada y se colocó en una bomba de digestión con 10 mL de agua grado reactivo y 5 mL de HNO₃ suprapuro. Se sellaron las bombas y se colocaron en un horno de microondas para digestión (Mars-Sx, CEM), se añadió una cubeta con el sensor de temperatura y presión. El programa de digestión que se utilizó fue de una etapa, con una rampa a 200°C por 40 minutos. Una vez que las muestras se enfriaron, se aforó a 50 mL con agua desionizada, se homogenizó y se filtró con un papel filtro (Whatman 41), para obtener los extractos de pasto marino. Después se colocaron en frascos de polietileno, debidamente etiquetados para su posterior análisis.

8.6 Procesamiento de sedimentos

Las muestras secas de sedimento se tamizaron mediante un tamiz de polietileno con luz de malla de 2 mm, donde la fracción retenida en el tamiz se desechó. Las fracciones residuales se homogenizaron usando un mortero y se resguardaron en una bolsa de polietileno debidamente etiquetada para su posterior procesamiento. La técnica para determinar la concentración de metales biodisponibles en sedimentos se basó en el método descrito por Rantala y Loring (1975). Se pesaron 2 g de sedimento seco, se agregaron 25 mL de CH_3OOH al 25% y se hizo una agitación manual, para dejar digerir la mezcla durante 24 h a temperatura ambiente, en un vaso de precipitado tapado con un vidrio de reloj. Una vez digerida la muestra, se centrifugó a 2500 rpm, por 25 minutos en una centrifuga marca Clay Adams DYAIAC CENTRIFUGUE y el sobrenadante se aforó a 50 mL con agua tridestilada. Después se transfirió la muestra a un frasco de polietileno etiquetado. Por otro lado, la digestión que se utilizó para la determinación del contenido de metales totales se basó en el método de Suwandana *et al.* (2011). A cada una de las cubetas de digestión se les agregaron 0.4 g de muestra de sedimento, 3 mL de HF, 10 mL de agua de grado reactivo y 5 mL de HNO_3 suprapuro. El programa utilizado para el horno de digestión fue de una etapa, con una rampa a 200°C por 40 minutos. Al final, las muestras se aforaron a 50 mL con agua tridestilada y se colocaron en frascos de polietileno etiquetado.

8.7 Análisis instrumental

La determinación de la concentración de Cd total en pastos y sedimentos se hizo en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica (EAA) marca Perkin Elmer Analyst 700, acoplado a horno de grafito. En cuanto a los contenidos totales de Cu, Pb y Zn en pastos y sedimentos, se determinaron en un ICP-MS modelo ICP 7500c masas, mientras que en los análisis de Hg se utilizó el EAA con el módulo de generador de hidruros. En cuanto al análisis, del contenido de metales biodisponibles para los sedimentos, se realizaron por EEA, con el módulo de flama Shimadzu modelo AA 6800 con corrector de deuterio. Las curvas de calibración se realizaron utilizando estándares certificados, los cuales se elaboraron a concentraciones conocidas, esto con el fin de obtener curvas con un coeficiente de correlación ~ 0.999 . La longitud de onda se seleccionó con

base en las recomendaciones del distribuidor (Merck), para los distintos metales analizados. Estas consideraciones son fundamentales, ya que los datos que arroja el equipo están en relación con las curvas de calibración. Para el control de calidad analítica, se utilizó material de referencia internacional y certificado (MRC) para sedimentos marinos (IAEA-433) y de vegetación (espinaca) (IAEA-331), ya que al momento de los análisis no se encontró un material específico para pastos marinos. Los porcentajes de recuperación de los elementos analizados fueron: Cu de 101%; Zn de 97%; Pb de 100%; Cd de 85% y Hg de 92%. Por cada 10 muestras se analizó un blanco de referencia, el cual se sometió al mismo tratamiento que las muestras. El límite de detección se definió como tres veces la desviación estándar de la media en el blanco de referencia (U.S. EPA, 2000). Los límites de detección ($\mu\text{g/g}$) fueron: Cu= 0.0247; Zn= 0.0331; Cd= 0.0026; Pb= 0.0170 y Hg= 0.0334. El método de adición de un estándar de referencia se aplicó para las calibraciones, preparándose a partir de soluciones estándar de 1000 ppm (Merck). Asimismo, se realizaron curvas de calibración de los estándares certificados.

8.8 Análisis estadístico

En los análisis estadísticos se usó el software SigmaPlot versión 12.5 para Windows. Todas las comparaciones se realizaron con un nivel de significación del 95% ($p < 0.05$). Los análisis estadísticos (análisis de la varianza y coeficientes de correlación) fueron realizados con los datos transformados (logaritmo), con el propósito de eliminar la dependencia de la varianza con las medias (SigmaPlot 12.5), y lograr una distribución normal (prueba de Kolmogorov-Smirnov). Las concentraciones de metales de todos los compartimentos ambientales estudiados y las diferencias entre estaciones se evaluaron con la prueba de Kruskal-Wallis. Para conocer las diferencias entre las concentraciones de metales en pastos marinos y sus diferentes compartimentos, se utilizó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA). Siempre que fue necesario, se utilizó la prueba post-hoc de comparación de pares de medias con la prueba de Tukey, que indica cuando hay una diferencia estadísticamente significativa. Se comparó las concentraciones de los metales y de los parámetros fisicoquímicos registrados en septiembre (mes considerado dentro de la época de lluvias), contra los de marzo (época de secas), utilizando la prueba t-Student. Para evaluar la eficiencia de la bioacumulación por *T. testudinum*, se utilizó como herramienta el factor

acumulación biota-sedimento (BSAFs, por sus siglas en inglés), definido como la proporción entre la concentración del metal en el organismo y sus formas biodisponibles en los sedimentos asociados (Szefer *et al.*, 1999). Las correlaciones entre las concentraciones de metales en *T. testudinum*, en los sedimentos y los valores de los parámetros fisicoquímicos fueron determinadas por el análisis de correlación de Pearson, con el fin de medir la fuerza de la asociación entre pares de variables.

9. RESULTADOS

9.1 Parámetros fisicoquímicos

La fluctuación de los valores promedio de salinidad por época de muestro fue de 30.6 ± 0.1 a 27.3 ± 0.6 UPS (secas y lluvias respectivamente). De acuerdo con la prueba estadística t-Student, la salinidad registrada en la época de secas y de lluvias muestra diferencias significativas ($p < 0.05$), siendo en la temporada de secas donde se determinaron los valores más altos. La máxima salinidad registrada fue en la estación 2, con un valor de 30.7 UPS (secas) y la mínima de 26.4 UPS (lluvias), en la estación 3. En las épocas de secas y lluvias se registraron valores más elevados de salinidad en la estación 2, con respecto a los registrados en las otras estaciones (Fig. 4).

La variación de los valores promedio de temperatura en agua superficial fue de 27.1 ± 0.7 °C (secas) a 30.5 ± 0.4 °C (lluvias). El valor mínimo registrado fue de 26.6 °C en época de secas y la máxima fue de 31.1 °C en época de lluvias (Fig. 4); los valores de temperatura entre ambas épocas son significativamente diferentes, donde la temperatura en lluvias fue mayor a la de secas.

La concentración de oxígeno disuelto exhibió el valor máximo en la temporada de secas con 15.4 mg/L (estación 4) y el mínimo en lluvias, con 5.2 mg/L (estación 1). Como se muestra en la Figura 4, la cantidad de oxígeno disuelto en secas (con un promedio de 11.8 ± 2.4 mg/L), excedió significativamente a las cantidades observadas en lluvias (con un promedio de 6.4 ± 1.7 mg/L), mientras que los valores máximos corresponden a la estación 4.

El pH del agua superficial de las praderas de *T. testudinum*, varió entre 8.1 (estación 3; lluvias) y 9.3 (estación 4; secas). No se encontraron diferencias significativas entre los valores de pH en las épocas de lluvias y secas. La estación 3 mostró un pH inferior, en relación con los valores registrados en las estaciones 1, 2 y 4 (lluvias). En la época de secas la estación 4 registró un pH significativamente superior (9.3) a la estación 1 (Fig. 4, la línea horizontal indica los valores promedio).

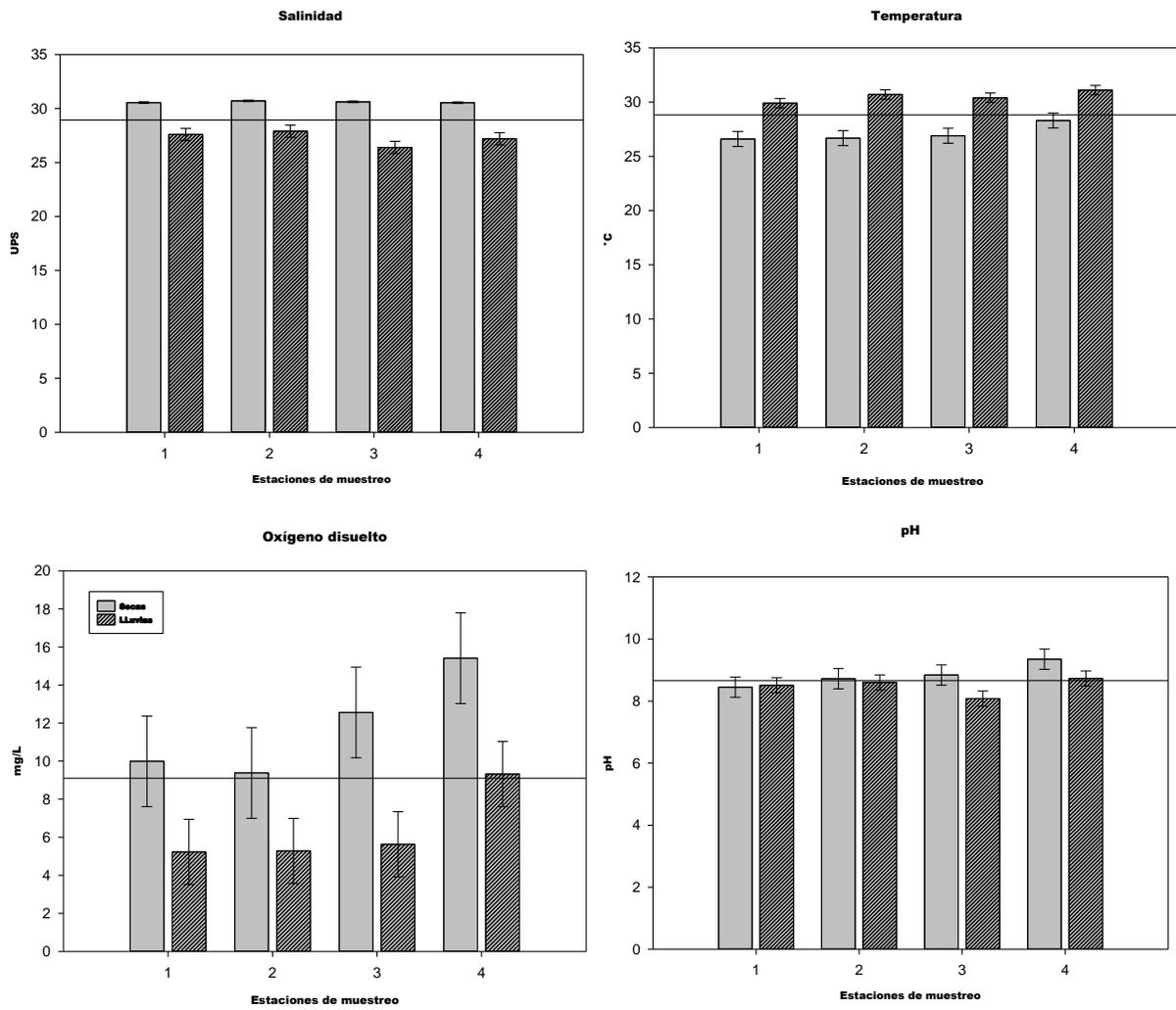


Figura 4. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial en donde se desarrollan las praderas de *T. testudinum* en la Laguna de Términos.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos del agua superficial en donde se desarrollan las praderas de *T. testudinum* en la Laguna de Términos.

E	TEMPERATURA °C			OXIGENO DISUELTO mg/L			SALINIDAD UPS			pH [H] ⁺		
	S	LL	μ	S	LL	μ	S	LL	μ	S	LL	μ
1	26.6	29.9	28.2	10.0	5.2	7.6	30.5	27.6	29.1	8.4	8.5	8.5
2	26.7	30.7	28.7	9.4	5.3	7.3	30.7	27.9	29.3	8.7	8.6	8.7
3	26.9	30.4	28.6	12.6	5.6	9.1	30.6	26.4	28.5	8.8	8.1	8.5
4	28.3	31.1	29.7	15.4	9.3	12.4	30.5	27.2	28.9	9.3	8.7	9.1
μ±d.e.	27.1 ±0.7	30.5 ±0.4	28.8 ±1.8	11.8 ±2.4	6.4 ±1.7	9.1 ±3.4	30.6 ±0.1	27.3 ±0.6	28.9 ±1.7	8.8 ±0.3	8.5 ±0.2	8.7 ±0.3

Media ± desviación estándar. E= Estaciones; S= Época de secas; LL= Época de lluvias; μ= Media; d.e.= desviación estándar.

9.2 Materia orgánica en sedimentos

Los contenidos promedio de materia orgánica (MO) variaron de 3.6% en secas a 4.2% en lluvias (Tabla 2). El contenido de MO en las cuatro estaciones presentó diferencias significativas ($p < 0.05$), tanto para lluvias como para la época de secas. De acuerdo con la prueba t-Student, se identificaron valores significativamente más altos en la estación 2 con relación a la 3 ($p < 0.05$). De hecho, la estación 3 presentó el contenido más bajo con 1.7% y la estación 2 registró el valor máximo con 7.4% (lluvias). En la época de secas ocurrió algo similar, donde la estación 3 obtuvo el contenido más bajo y la estación 2 un valor superior. Por otro lado, las estaciones 1 y 2 mostraron valores superiores a los de las estaciones 3 y 4 (Fig. 5, la línea horizontal indica los valores promedio). De acuerdo con los análisis estadísticos, el contenido de MO en los sedimentos superficiales recolectados en lluvias y secas no presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$).

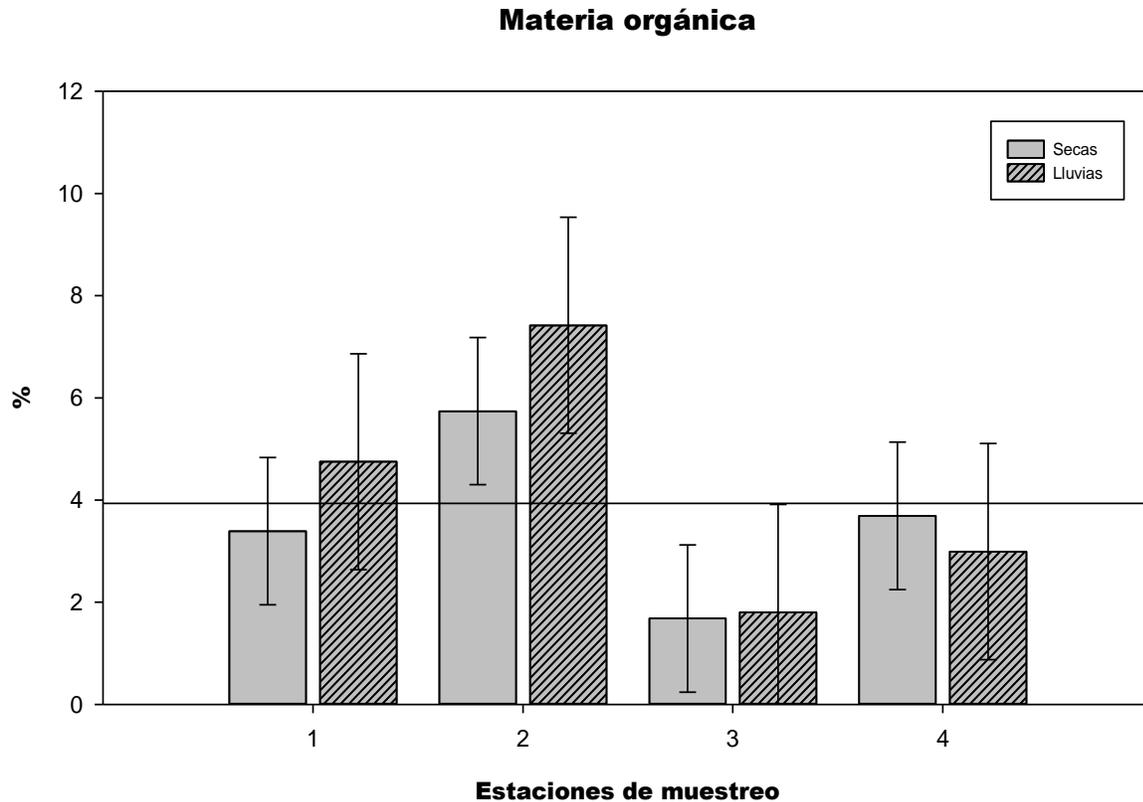


Figura 5. Cantidad en % de materia orgánica (MO) en sedimentos superficiales donde se desarrollan las praderas de *T. testudinum* en la Laguna de Términos.

9.3 Análisis granulométrico

La distribución de tamaño de grano en los sedimentos superficiales presentó variaciones importantes en la cantidad de gravas, arena, limos y arcillas, para cada una de las estaciones. En la estación 1, predominaron los limos (70.5%), mientras que en la estación 2 fueron las arenas (42.3%) y limos (45.8%). Por otro lado, en las estaciones 3 y 4, dominaron las arenas con valores de 56.1 y 54.5%, respectivamente (Fig. 6). En cuanto a las arcillas, en general, el promedio en las cuatro estaciones 2.1 ± 0.7 (Tabla 2).

Las estaciones 1 y 2 también se caracterizaron por tener una gran cantidad de limos (70.5 y 45.8 %, respectivamente), caso contrario a las 3 y 4 (12.4 y 19.9 %). En resumen, se observaron dos tipos de composición de sedimentaria, para las estaciones 1 y 2 fueron limo-arenosos y para las

estaciones 3 y 4 sedimentos arenosos, con altos contenidos de gravas, constituidas por restos calcáreos (material biogénico; Fig. 6, la línea horizontal indica los valores promedio).

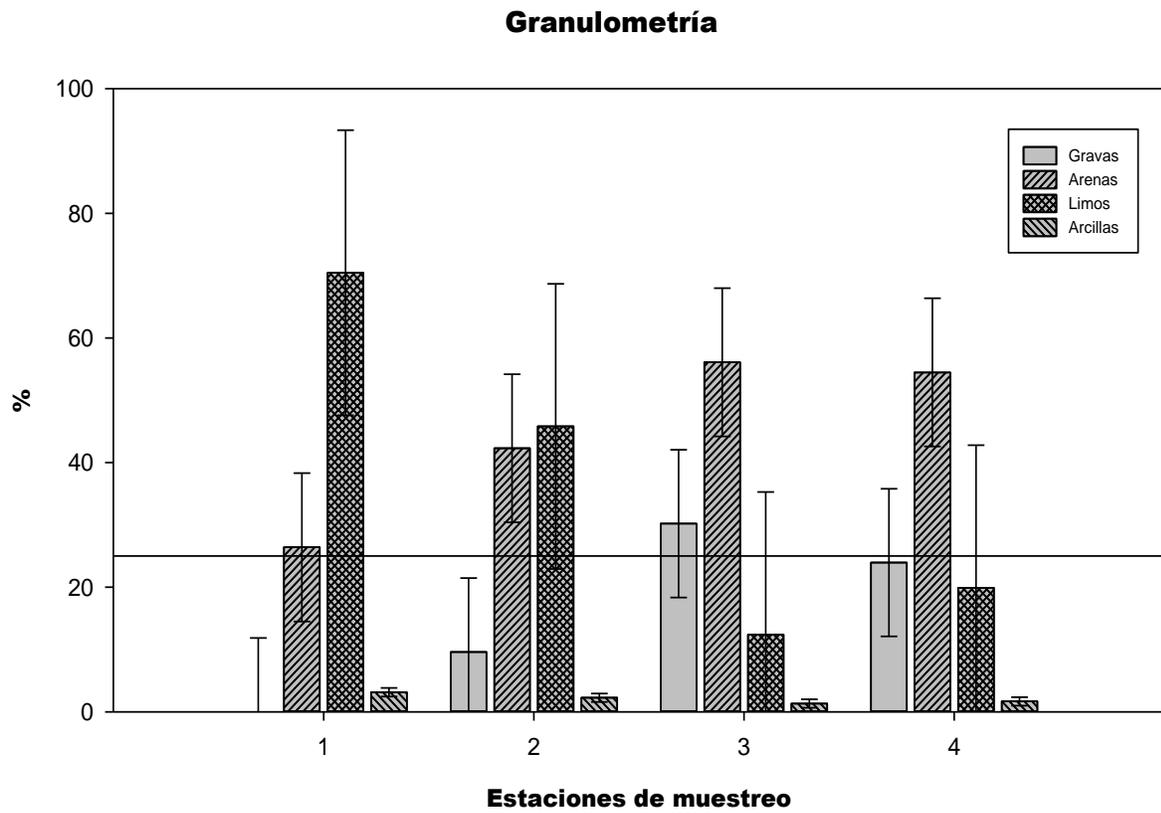


Figura 6. Distribución de tamaño del grano (%) que constituyen a los sedimentos superficiales, donde se desarrollan las praderas de *T. testudinum* en la Laguna de Términos. La línea horizontal indica el valor promedio.

Tabla 2. Contenido de materia orgánica y granulometría de los sedimentos superficiales donde se desarrollan las praderas de *T. testudinum* en la Laguna de Términos.

E	MATERIA ORGÁNICA %			GRANULOMETRÍA %			
	S	LL	μ	GRAVAS	ARENAS	LIMOS	ARCILLAS
1	3.4	4.7	4.1	0.0	26.4	70.5	3.1
2	5.7	7.4	6.6	9.6	42.3	45.8	2.3
3	1.7	1.8	1.7	30.2	56.1	12.4	1.3
4	3.7	3.0	3.3	23.9	54.5	19.9	1.7
$\mu \pm d.e.$	3.6 \pm 1.4	4.2 \pm 2.1	3.9 \pm 1.8	15.9 \pm 11.8	44.8 \pm 11.9	37.1 \pm 22.9	2.1 \pm 0.7

E= Estaciones; S= Época de secas; LL= Época de lluvias; Media= $\mu \pm$ desviación estándar.

9.4 Metales en sedimentos y pastos marinos

En todas las muestras de sedimentos superficiales se detectaron las concentraciones ($\mu\text{g/g}$) de los metales Cu, Cd, Zn, Pb, mientras que, en algunas estaciones se logró determinar el contenido de Hg (Tabla 3). En el caso de las concentraciones de metales totales en sedimentos, se observaron las siguientes concentraciones promedio: Cu = $10.07 \pm 2.17 \mu\text{g/g}$; Zn = $37.50 \pm 7.60 \mu\text{g/g}$; Cd = $0.60 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$; Pb = $6.54 \pm 0.98 \mu\text{g/g}$; Hg = $0.035 \pm 0.001 \mu\text{g/g}$. El orden de magnitud de las concentraciones totales en sedimentos fue: Zn > Cu > Pb > Cd > Hg. En relación con la fracción biodisponible de los metales, únicamente se detectó el contenido de Cu y Zn, con valores promedio de $3.20 \pm 2.40 \mu\text{g/g}$ y $3.90 \pm 1.30 \mu\text{g/g}$, respectivamente (Tabla 3).

En las fanerógamas *T. testudinum* se registraron concentraciones de Cu, Cd, Zn y Pb, lo que indica la biodisponibilidad de estos elementos en el sitio de estudio (Tabla 4). En los diferentes compartimentos de *T. testudinum*, no se logró detectar el contenido de Hg (LMD = $0.0334 \mu\text{g/g}$), a diferencia de Cu, Zn, Cd y Pb que si fueron detectados. El orden de magnitud de las concentraciones promedio de metales en los pastos marinos fue: Zn > Cu > Pb > Cd (Tabla 4).

Tabla 3. Intervalos de concentración de metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos superficiales y en *T. testudinum* de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.

Metal	<i>Thalassia testudinum</i>						Sedimentos			
	Hoja		Tallo		Rizoma		Biodisponibles		Totales	
	Rango	μ	Rango	μ	Rango	μ	Rango	μ	Rango	μ
Cu	4.46-12.13	8.71 \pm 2.72	4.35-10.0	7.71 \pm 1.69	4.3- 12.18	7.06 \pm 2.742	0.1-5.88	3.18 \pm 2.40	6.83-14.38	10.07 \pm 2.17
Zn	15.86-37.90	27.19 \pm 6.40	19.75-52.60	37.60 \pm 10.46	15.9- 80.99	36.1 \pm 18.02	1.31-6.32	3.90 \pm 1.32	29.9-53.58	37.5 \pm 7.6
Cd	0.07-0.511	0.27 \pm 0.18	0.05-0.38	0.22 \pm 0.13	0.053-0.36	0.21 \pm 0.12	<0.0026	-	0.01-0.13	0.06 \pm 0.037
Pb	0.07-1.91	0.86 \pm 0.71	0.54- 8.97	2.70 \pm 2.64	0.41-1.82	0.90 \pm 0.52	<0.0170	-	4.93-7.92	6.54 \pm 0.99
Hg	<0.0334	-	<0.0334	-	<0.0334	-	-0.0334	-	0.03- 0.037	0.035 \pm 0.001

Media= $\mu \pm$ desviación estándar.

Tabla 4. Concentraciones de metales ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos superficiales y en *T. testudinum* de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.

	ESTACIONES											
	1			2			3			4		
	S	LL	μ									
Cobre LDM= 0.0247												
<i>Thalassia testudinum</i>												
Hoja	4.45	6.06	5.26	6.14	11.44	8.79	9.44	8.51	8.98	11.47	12.13	11.80
Tallo	6.56	6.67	6.62	7.86	9.11	8.48	4.35	10.00	7.18	9.07	8.01	8.54
Rizoma	4.30	8.89	6.60	5.64	6.97	6.30	4.40	9.69	7.044	12.18	4.43	8.31
$\mu \pm \text{d.e.}$	5.11	7.21	6.16	6.54	9.17	7.86	6.06	9.40	7.73	10.91	8.19	9.55
	± 1.03	± 1.22	± 1.54	± 0.95	± 1.83	± 1.96	± 2.39	± 0.64	± 2.42	± 1.33	± 3.14	± 2.77
Sedimento												
Total	9.89	10.04	9.97	14.38	11.71	13.05	9.78	7.69	8.73	10.22	6.83	8.53
B	5.12	1.61	3.37	0.10	<0.02	-	<0.025	5.88	-	<0.025	<0.025	-
Zinc LDM= 0.0331												
<i>Thalassia testudinum</i>												
Hoja	25.40	24.56	24.98	37.98	28.44	33.21	15.86	22.35	19.11	29.11	33.81	31.46
Tallo	40.36	29.96	35.16	52.58	40.35	46.47	19.75	44.39	32.07	26.42	47.01	36.72
Rizoma	27.09	29.56	28.32	80.99	35.87	58.43	15.86	31.09	23.47	31.41	36.67	34.04
$\mu \pm \text{d.e.}$	30.95	28.02	29.49	57.18	34.89	46.03	17.16	32.61	24.88	28.98	39.16	34.07
	± 6.69	± 2.48	± 5.25	± 17.85	± 4.91	± 17.19	± 1.84	± 9.06	± 10.12	± 2.04	± 5.67	± 6.64
Sedimento												
Total	34.37	44.31	39.34	53.58	35.83	44.71	31.55	30.67	31.11	39.74	29.90	34.82
B	4.90	3.33	4.12	6.32	4.08	5.20	1.31	3.63	2.47	3.85	3.74	3.80
Cadmio LDM= 0.0026												
<i>Thalassia testudinum</i>												
Hoja	0.425	0.140	0.282	0.381	0.070	0.226	0.511	0.156	0.334	0.413	0.087	0.250
Tallo	0.362	0.080	0.221	0.379	0.052	0.215	0.305	0.175	0.240	0.267	0.098	0.182
Rizoma	0.356	0.203	0.280	0.353	0.053	0.203	0.213	0.121	0.167	0.321	0.089	0.205
$\mu \pm \text{d.e.}$	0.381	0.141	0.261	0.371	0.058	0.215	0.343	0.150	0.247	0.333	0.091	0.212
	± 0.031	± 0.050	± 0.127	± 0.013	± 0.008	± 0.157	± 0.125	± 0.023	± 0.132	± 0.061	± 0.005	± 0.129
Sedimento												
Total	0.013	0.085	0.049	0.068	0.126	0.097	<0.0026	0.044	0.044	0.018	0.052	0.212
B	<0.0026	<0.0026	-	<0.0026	<0.0026	-	<0.0026	<0.0026	-	<0.0026	<0.0026	-
Plomo LDM= 0.0170												
<i>Thalassia testudinum</i>												
Hoja	1.91	0.14	1.03	1.68	0.07	0.88	0.96	0.16	0.56	1.10	0.87	0.99
Tallo	1.51	2.16	1.87	8.97	2.18	5.57	0.54	2.28	1.41	1.05	2.81	1.93
Rizoma	1.50	1.07	1.29	1.82	0.56	1.19	0.41	0.80	0.61	0.43	0.60	0.52
$\mu \pm \text{d.e.}$	1.66	1.12	1.39	4.16	0.94	2.55	0.64	1.08	0.86	0.86	1.43	1.14
	± 0.18	± 0.82	± 0.65	± 3.40	± 0.90	± 2.96	± 0.23	± 0.89	± 0.69	± 0.30	± 0.98	± 0.78
Sedimento												
Total	4.93	7.44	6.18	7.92	6.16	7.04	5.42	7.13	6.27	7.26	6.08	6.67
B	<0.017	<0.017	-	<0.017	<0.017	-	<0.017	<0.017	-	<0.017	<0.010	-
Mercurio LDM= 0.0334												
<i>Thalassia testudinum</i>												
Hoja	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	<0.0334	-
Tallo	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	<0.0334	-
Rizoma	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	<0.0334	-
Sedimento												
Total	<0.0334	<0.0334	-	<0.0334	0.0337	-	<0.0334	0.0358	-	<0.0334	0.0366	-

LMD= Límite máximo de detección; S= Época de secas; LL= Época de lluvias; B= Biodisponible; Media= $\mu \pm$ desviación estándar.

Tabla 5. Concentraciones de Cu ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos superficiales y *T. testudinum* de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.

E	Sedimentos			<i>Thalassia testudinum</i>		
	Totales	Biodisponibles	Hoja	Tallo	Rizoma	μ en pastos
Secas						
1	9.89	5.12	4.46	6.56	4.30	5.11
2	14.38	0.10	6.14	7.86	5.64	6.54
3	9.78	<0.025	9.44	4.35	4.40	6.06
4	10.22	<0.025	11.47	9.07	12.18	10.91
Lluvias						
1	10.04	1.61	6.06	6.67	8.89	7.21
2	11.71	<0.025	11.44	9.11	6.97	9.17
3	7.69	5.88	8.51	10.00	9.69	9.40
4	6.83	<0.025	12.13	8.01	4.43	8.19

LMD= Límite máximo de detección; E= Estaciones; μ = Media. Valores resaltados en negritas muestran diferencias significativas ($p < 0.05$).

Las concentraciones de Cu en sedimentos no mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las épocas de lluvias y secas. En el caso de los valores de Cu totales, la estación 2 registró los valores más altos a diferencia del resto de las estaciones (valor resaltado) (Tabla 5). En los diferentes compartimentos estudiados de *T. testudinum* (i.e., hoja, tallo y rizoma), no se identificaron diferencias significativas en cuanto a las concentraciones registradas de Cu, así como tampoco, entre las épocas de secas y lluvias. Sin embargo, se detectaron algunas diferencias por estaciones, en específico en las muestras de hojas de la estación 2, donde se registró un contenido de $6.14 \mu\text{g/g}$ de Cu en secas y casi el doble de concentración de este metal ($11.44 \mu\text{g/g}$) en lluvias. Para las muestras de tallos de la estación 3, el contenido de Cu pasó de $4.35 \mu\text{g/g}$ (secas) a $10.0 \mu\text{g/g}$ (lluvias), mientras que los rizomas en la estación 1, fue de $4.30 \mu\text{g/g}$ (secas) a $8.89 \mu\text{g/g}$ (lluvias), ocurriendo algo similar en la estación 3, donde los valores fueron de $4.40 \mu\text{g/g}$ (secas) a $9.69 \mu\text{g/g}$ (lluvias) (Fig. 8, la línea horizontal indica los valores promedio). Por otro lado, destaca que la estación 4 en la época de secas presentó las concentraciones más altas de Cu en hojas, tallos y rizomas, en comparación con los otros sitios de muestreo. De hecho, en época de secas los rizomas de *T. testudinum* de la estación 4, registraron $12.18 \mu\text{g/g}$ de Cu, muy superior al resto de las estaciones (Tabla 5). Mientras tanto, de acuerdo con las concentraciones de Cu determinadas en cada una de las estaciones, es evidente que existe una diferencia significativa entre la biodisponibilidad de Cu entre las estaciones 1 y 4 (Fig. 7).

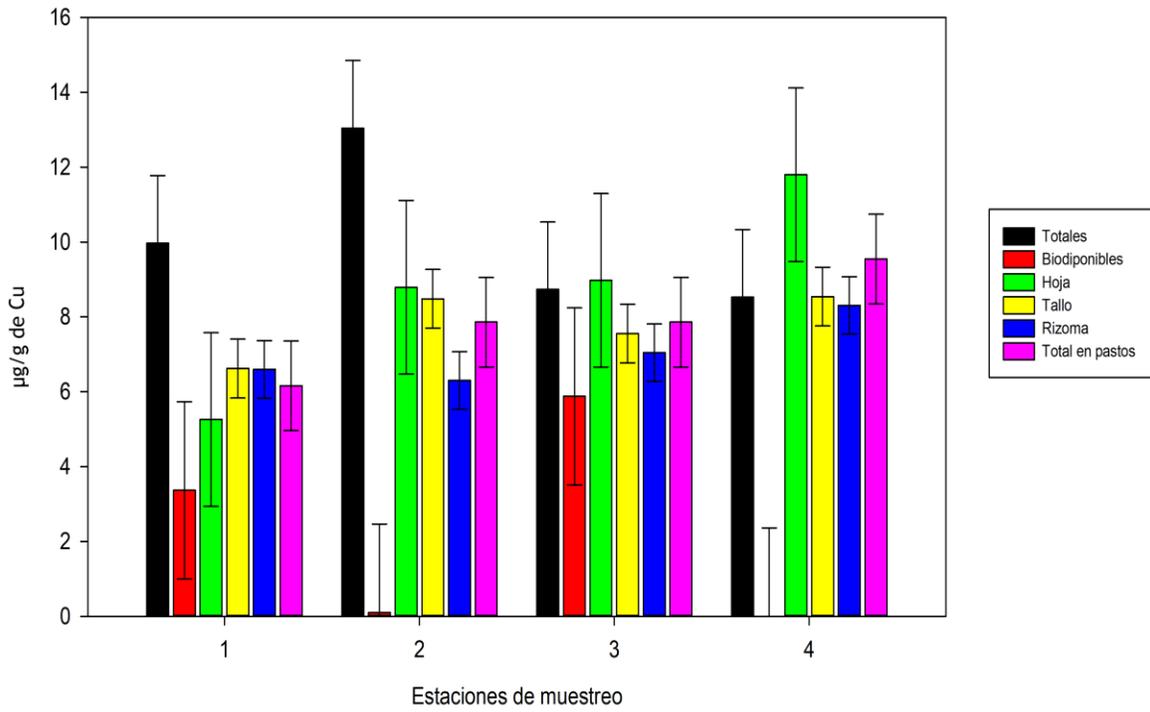


Figura 7. Concentraciones promedio de Cu en sedimento y *T. testudinum*, Laguna de Términos.

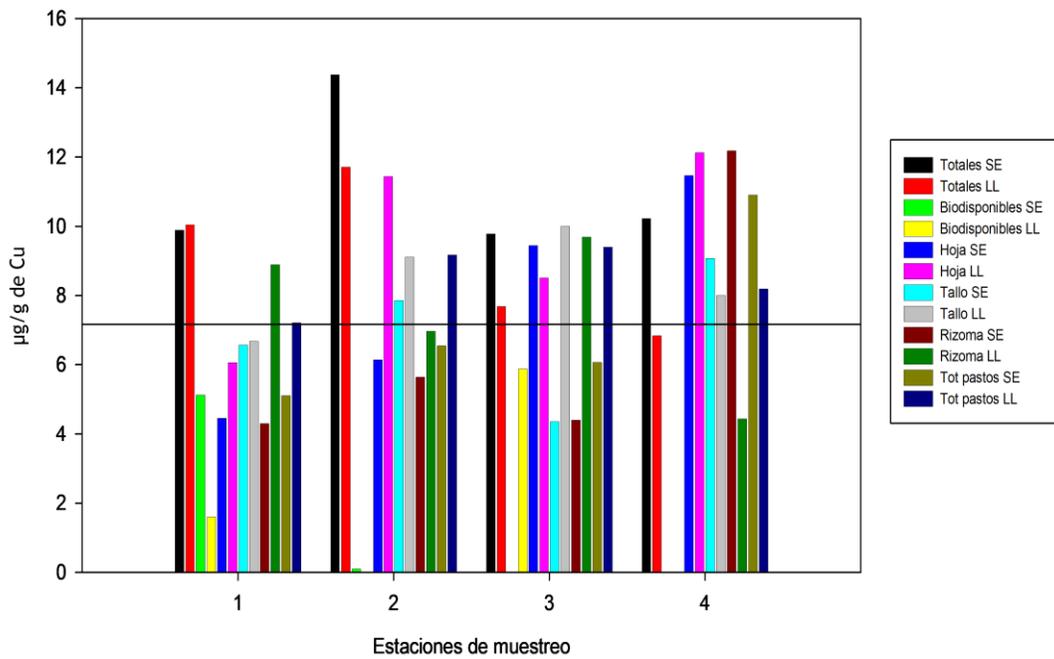


Figura 8. Concentraciones de Cu en sedimento y *T. testudinum*, registradas en lluvias y secas en la Laguna de Términos.

Los valores promedio de las concentraciones de Zn registrados en lluvias y en secas no presentan diferencias significativas ($p > 0.05$), tanto para sedimentos como en *T. testudinum*. Durante la época de secas, no se observaron diferencias significativas en los niveles promedio de Zn medidos en tallos, hojas y rizomas; sin embargo, en lluvias se registraron diferencias entre los valores en tallos (40.43 $\mu\text{g/g}$), que fueron superiores a los de hojas (27.29 $\mu\text{g/g}$). De acuerdo con los resultados estadísticos, no se mostró diferencias significativas de los promedios totales de Zn registrados en lluvias y secas; no obstante, las concentraciones de Zn en *T. testudinum* en las estaciones 1 y 2 disminuyeron en la época de lluvias con respecto a las de secas, indicando que el Zn pudo estar menos disponible para las fanerógamas en esas estaciones. Mientras tanto, en las estaciones 3 y 4, los niveles de Zn aumentaron en la época de lluvias (Tabla 6).

Tabla 6. Concentraciones de Zn ($\mu\text{g/g}$, peso seco) sedimentos superficiales y en *T. testudinum* de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.

E	Sedimentos		<i>Thalassia testudinum</i>			
	Totales	Biodisponibles	Hoja	Tallo	Rizoma	μ en pastos
Secas						
1	34.37	4.90	25.40	40.36	27.09	30.95
2	53.58	6.32	37.98	52.58	80.99	57.18
3	31.55	1.31	15.86	19.75	15.86	17.16
4	39.74	3.85	29.11	26.42	31.41	28.98
Lluvias						
1	44.31	3.33	24.56	29.96	29.56	28.02
2	35.83	4.08	28.44	40.35	35.87	34.89
3	30.67	3.63	22.35	44.39	31.09	32.61
4	29.90	3.74	33.81	47.01	36.67	39.16

E= Estaciones; μ = Media. Valores resaltados en negritas muestran diferencias significativas ($p < 0.05$).

Para la época de secas, en la estación 2, se registraron los valores máximos de Zn en sedimentos y *T. testudinum*, mientras que, los valores mínimos se presentaron en la estación 3 (Fig. 9). El valor máximo de Zn se registró en los rizomas de la estación 2 (80.99 $\mu\text{g/g}$; Tabla 6). Por otro lado, en la época de lluvias, los sedimentos de la estación 1 (44.31 $\mu\text{g/g}$; concentración total) y 2 (4.08 $\mu\text{g/g}$; fracción biodisponible) registraron los niveles más altos de Zn (Figura 10, la línea horizontal indica los valores promedio).

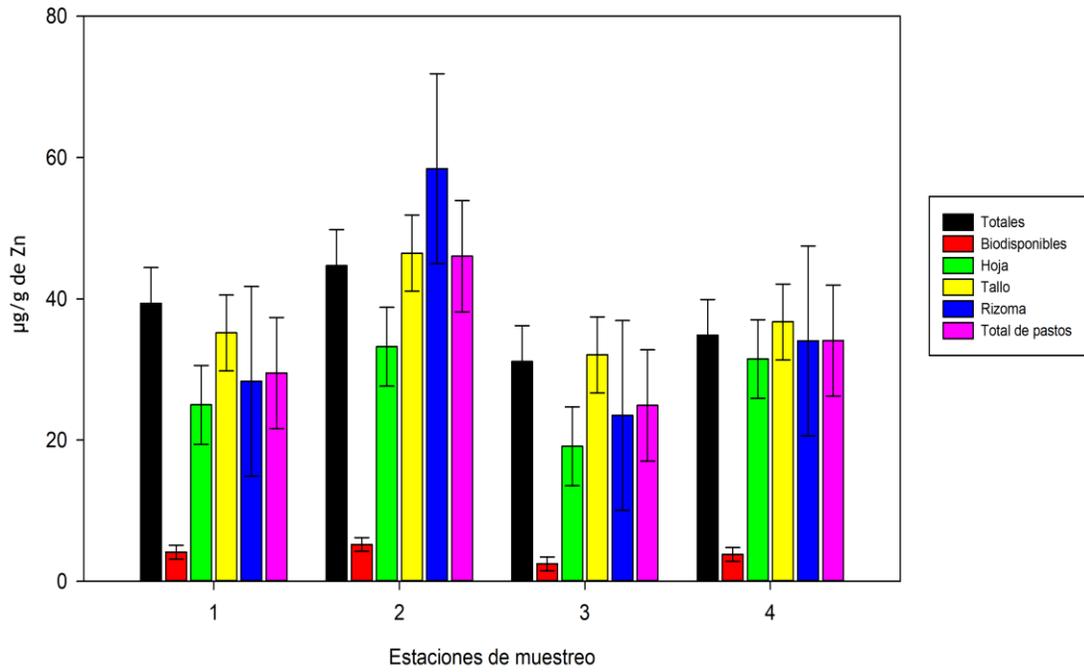


Figura 9. Concentraciones promedio de Zn en sedimento y *T. testudinum* en la Laguna de Términos.

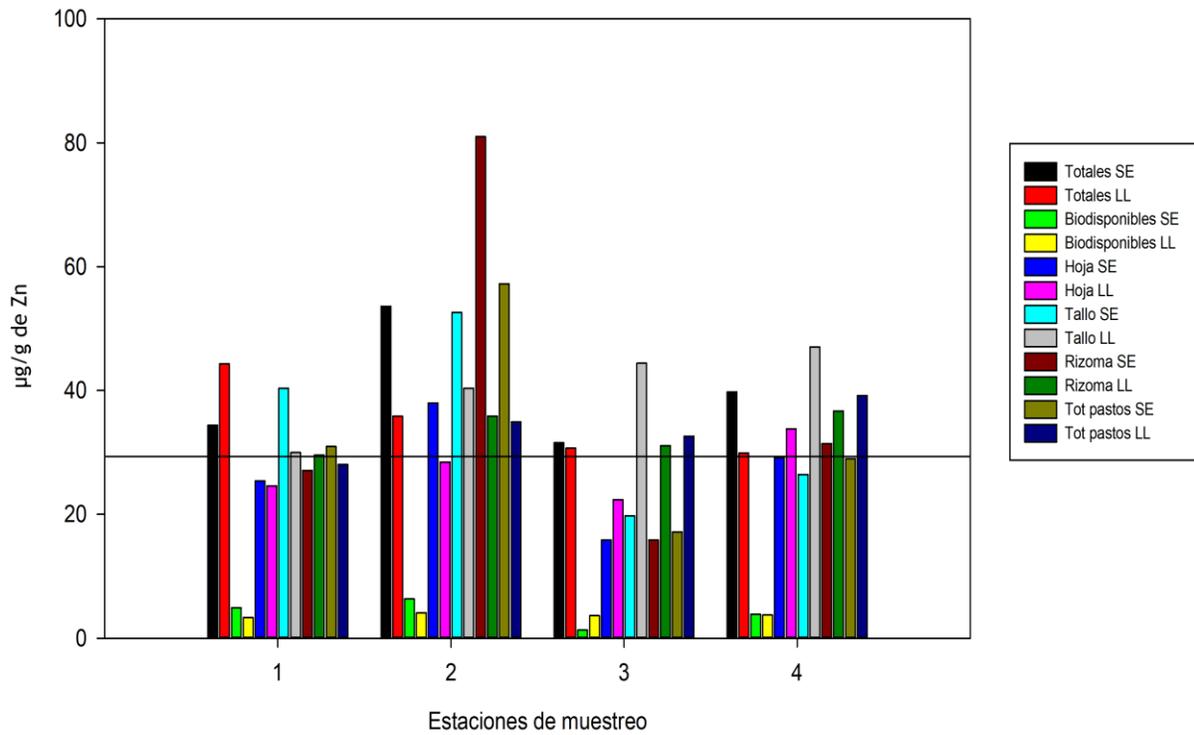


Figura 10. Concentraciones de Zn en sedimento y *T. testudinum* registradas en lluvias y secas en la Laguna de Términos.

Las concentraciones de Cd en sedimentos corresponden únicamente a los valores totales, ya que el contenido del metal, en las fracciones biodisponibles, estuvo por debajo del LMD. Las concentraciones totales en sedimentos no tuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$), entre las reportadas en lluvias y secas (Tabla 7). Por otra parte, en los compartimentos de *T. testudinum*, los niveles de Cd presentaron diferencias significativas con respecto a lluvias y secas, donde los valores registrados en la época de secas fueron mayores (Fig. 12). De igual forma, se observaron diferencias significativas entre los valores en hojas, tallos y rizomas. En la época de secas, los niveles de Cd en hojas (0.381-0.511 $\mu\text{g/g}$) presentaron diferencias significativas con los valores en rizomas (0.09-0.16 $\mu\text{g/g}$).

Tabla 7. Concentraciones de Cd ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en sedimentos superficiales y *T. testudinum* de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.

E	Sedimentos		<i>Thalassia testudinum</i>			
	Totales	Biodisponibles	Hoja	Tallo	Rizoma	μ en pastos
Secas						
1	0.013	<LMD	0.425	0.362	0.356	0.381
2	0.068	<LMD	0.381	0.379	0.353	0.371
3	<LMD	<LMD	0.511	0.305	0.213	0.343
4	0.018	<LMD	0.413	0.267	0.321	0.333
Lluvias						
1	0.085	<LMD	0.140	0.080	0.203	0.141
2	0.126	<LMD	0.070	0.052	0.053	0.058
3	0.044	<LMD	0.156	0.175	0.121	0.150
4	0.052	<LMD	0.087	0.098	0.089	0.091

LMD= Límite máximo de detección; E= Estaciones; μ = Media. Valores resaltados en negritas muestran diferencias significativas ($p < 0.05$).

Las concentraciones de Cd en *T. testudinum* en lluvias para las estaciones 2 y 3, difirieron significativamente ($p < 0.05$). No obstante, en la Figura 11, se muestra que las estaciones 1, 3 y 4 se diferencian los valores promedio de Cd en tallos con respecto a los de hojas; también se observa que en la estación 3, las concentraciones en tallos, hojas y rizomas difieren de acuerdo con el criterio de la desviación estándar, ya que indica la dispersión de los datos alrededor de la media muestral. La concentración máxima de Cd en las fanerógamas se presentó en la estación 3 durante la época de secas (0.511 $\mu\text{g/g}$) (Fig. 12, la línea horizontal indica los valores promedio), y los valores mínimos en la estación 2, en la época de lluvias (0.052 $\mu\text{g/g}$; Tabla 7). En el caso de los

sedimentos, los niveles totales de Cd en la estación 2 ($0.126 \mu\text{g/g}$) difieren de los determinados en la estación 4 ($0.052 \mu\text{g/g}$) (Fig. 11).

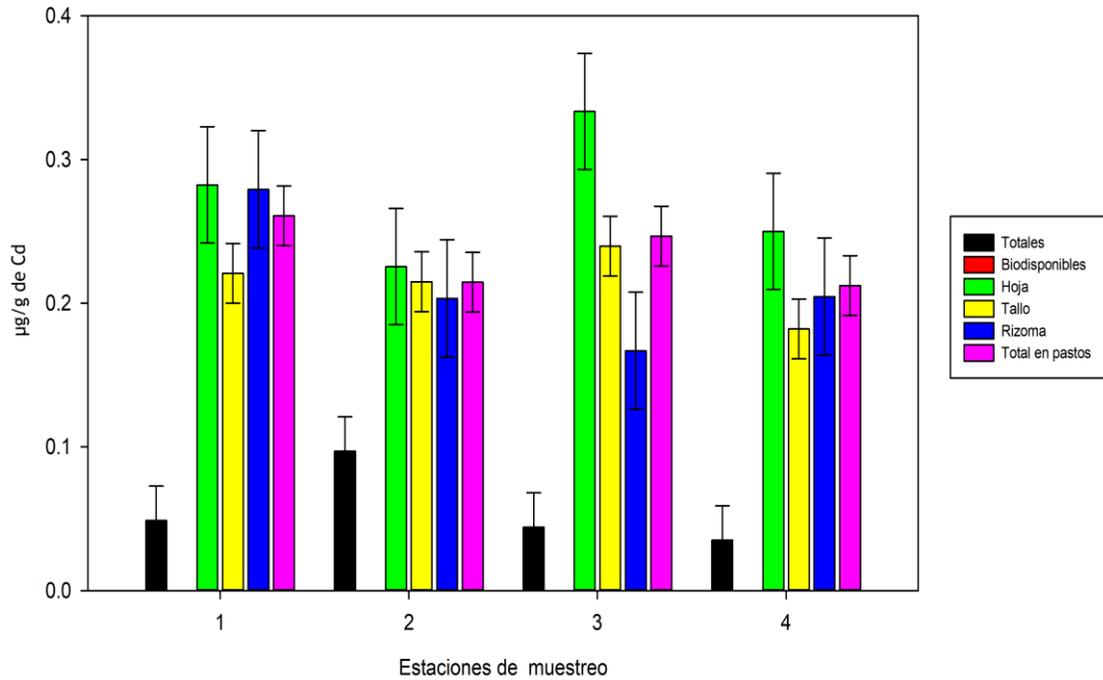


Figura 11. Concentraciones promedio de Cd en $\mu\text{g/g}$ sedimento y *T. testudinum* en la Laguna de Términos.

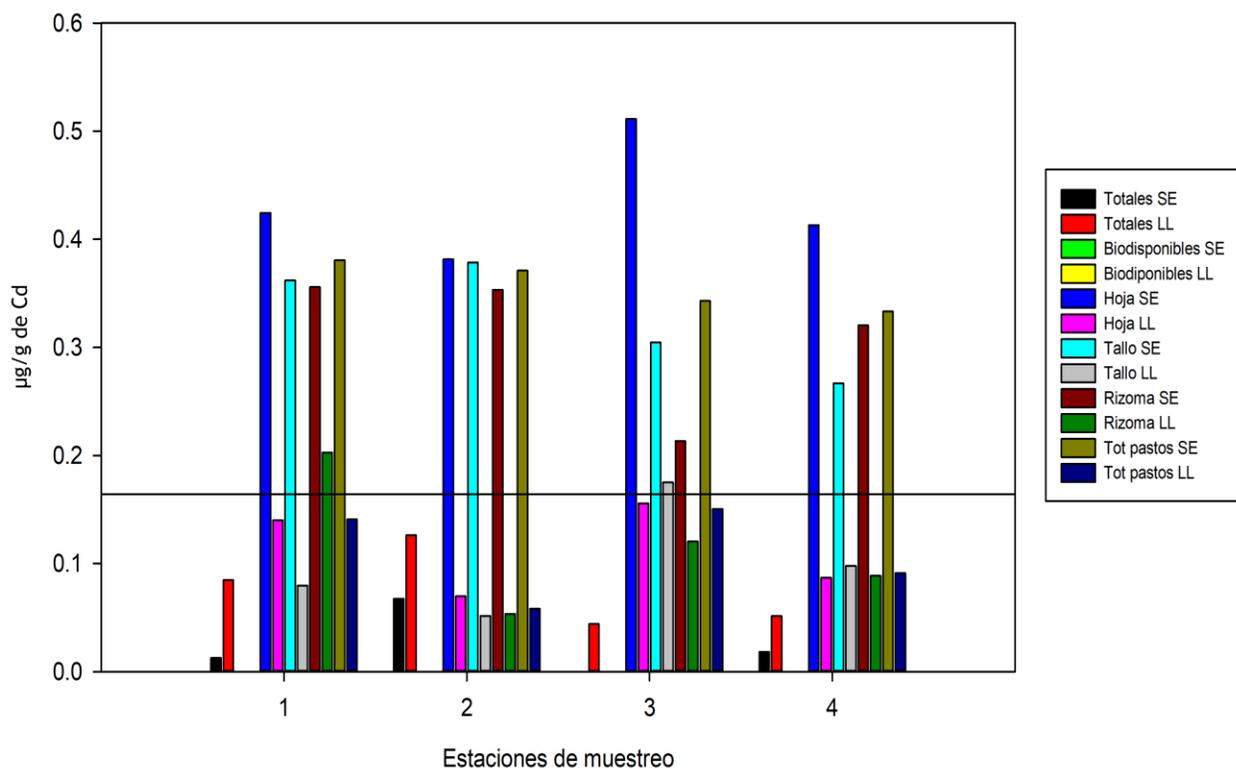


Figura 12. Concentraciones de Cd en sedimento y *T. testudinum* registradas en lluvias y secas en la Laguna de Términos.

Tabla 8. Concentraciones de Pb ($\mu\text{g/g}$, peso seco) totales y biodisponibles en sedimentos superficiales y de los diferentes compartimientos de *T. testudinum* de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.

E	Sedimentos		<i>Thalassia testudinum</i>			
	Totales	Biodisponibles	Hoja	Tallo	Rizoma	μ en pastos
Secas						
1	4.93	<LMD	1.91	1.58	1.50	1.67
2	7.92	<LMD	1.68	8.97	1.82	4.16
3	5.42	<LMD	0.96	0.54	0.41	0.64
4	7.26	<LMD	1.10	1.05	0.43	0.86
Lluvias						
1	7.44	<LMD	0.14	2.16	1.07	1.12
2	6.16	<LMD	0.07	2.18	0.56	0.94
3	7.13	<LMD	0.16	2.28	0.80	1.08
4	6.08	<LMD	0.87	2.81	0.60	1.43

LMD= Límite máximo de detección; E= Estaciones; μ = Media. Valores resaltados en negritas muestran diferencias significativas ($p < 0.05$).

En sedimentos, únicamente se logró medir el contenido de Pb total, ya que las fracciones biodisponibles estuvieron por debajo del LMD (Fig. 13). De acuerdo con los resultados estadísticos, los valores promedio de Pb total, de rizomas y tallos no presentan diferencias significativas entre secas y lluvias ($p < 0.05$). Por el contrario, se encontraron diferencias significativas en los niveles de este metal entre secas y lluvias, en los análisis realizados en hojas, indicando que durante las lluvias almacenaron menos Pb ($p < 0.05$).

Los diferentes compartimentos del pasto marino de la especie *Thalassia testudinum* (i.e., hoja, tallo y rizoma), no mostraron diferencias significativas en cuanto a las concentraciones registradas de Pb en la época de secas ($p < 0.05$); no obstante, en lluvias si hubo diferencias entre las concentraciones de hojas con respecto a las de tallo, donde este último, almacenó más a diferencia de los otros compartimentos ($p < 0.05$) (Tabla 8).

La concentración máxima de Pb se encontró en tallos de la estación 2, con un valor de 8.97 $\mu\text{g/g}$ (secas), mientras que el valor mínimo corresponde a las hojas de la estación 2, con 0.07 $\mu\text{g/g}$ (lluvias). Por otro lado, las concentraciones totales de Pb en sedimentos mostraron valores similares entre las estaciones 1 y 3 (Fig. 14, la línea horizontal indica los valores promedio).

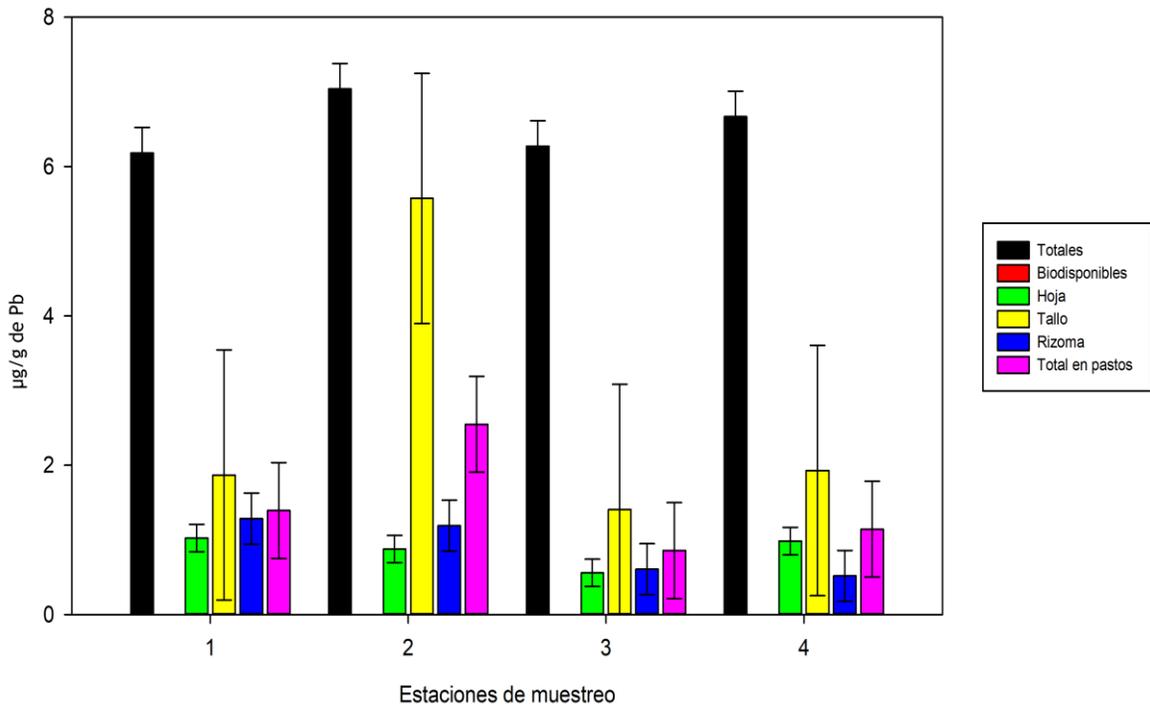


Figura 13. Concentraciones promedio de Pb en sedimento y *T. testudinum* en la Laguna de Términos.

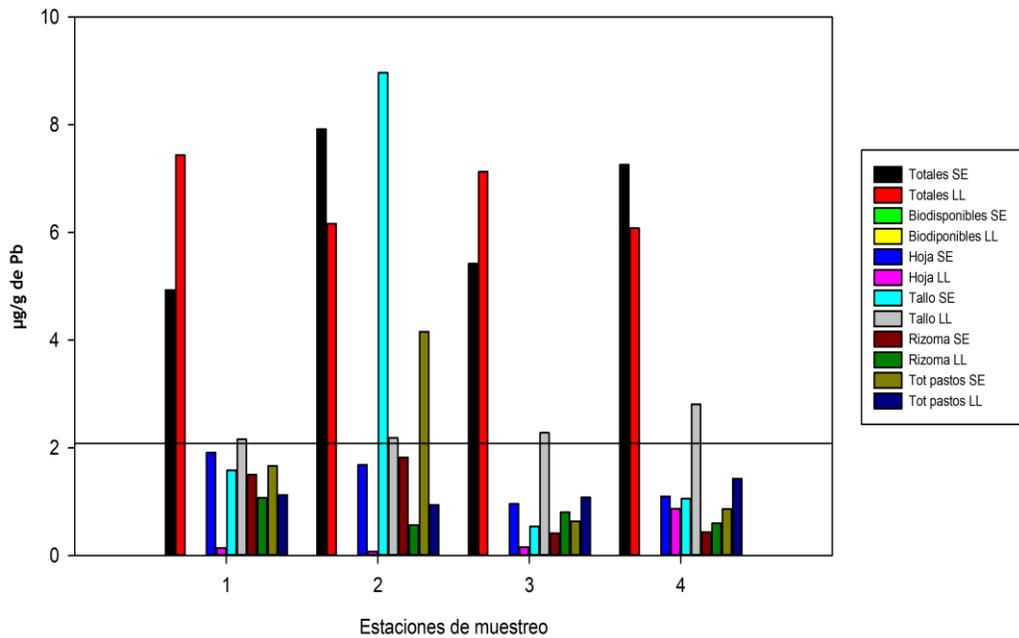


Figura 14. Concentraciones de Pb en sedimento y *T. testudinum* registradas en lluvias y secas en la Laguna de Términos

Los niveles de Hg, en la mayoría de los compartimentos ambientales incluidos en este estudio, se encontraron por debajo del LMD (Tabla 4); sin embargo, en las muestras de sedimentos (época de lluvias), se logró detectar el contenido de Hg en las estaciones 2 (0.0337 $\mu\text{g/g}$), 3 (0.0358 $\mu\text{g/g}$) y 4 (0.0366 $\mu\text{g/g}$; Tabla 9).

Tabla 9. Concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) totales y biodisponibles en sedimentos superficiales y de los diferentes compartimientos de *T. testudinum* de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.

E	Sedimentos		<i>Thalassia testudinum</i>			
	Totales	Biodisponibles	Hoja	Tallo	Rizoma	μ en pastos
Secas						
1	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD
2	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD
3	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD
4	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD
Lluvias						
1	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD
2	0.0337	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD
3	0.0358	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD
4	0.0366	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD	<LMD

LMD= Límite máximo de detección; E= Estaciones; μ = Media.

9.5 Bioacumulación de metales

Para evaluar la eficiencia de la bioacumulación de metales por *T. testudinum*, se calculó el factor acumulación biota-sedimento (BSAFs, por sus siglas en inglés), definido como la proporción entre la concentración del metal en el organismo y sus formas biodisponibles en los sedimentos asociados (Szefer *et al.*, 1999). De esta manera, se compararon las concentraciones de metales en sedimentos y *T. testudinum*, para determinar la relevancia de este último como bioindicador de la acumulación de contaminantes metálicos. El factor BSAFs, propuesto por Dallinger en 1993, se basa en la siguiente clasificación:

Macro bioacumulador	BSAF > 2
Micro bioacumulador	1 < BSAF < 2
No bioacumulador	BSAF < 1

En cuanto a los valores de las medianas de BSAF, estos mostraron que los pastos de *T. testudinum* actúan como no acumuladores de Cu, Zn y Pb; sin embargo, fueron macro bioacumuladores para Cd, teniendo un valor de 3.42.

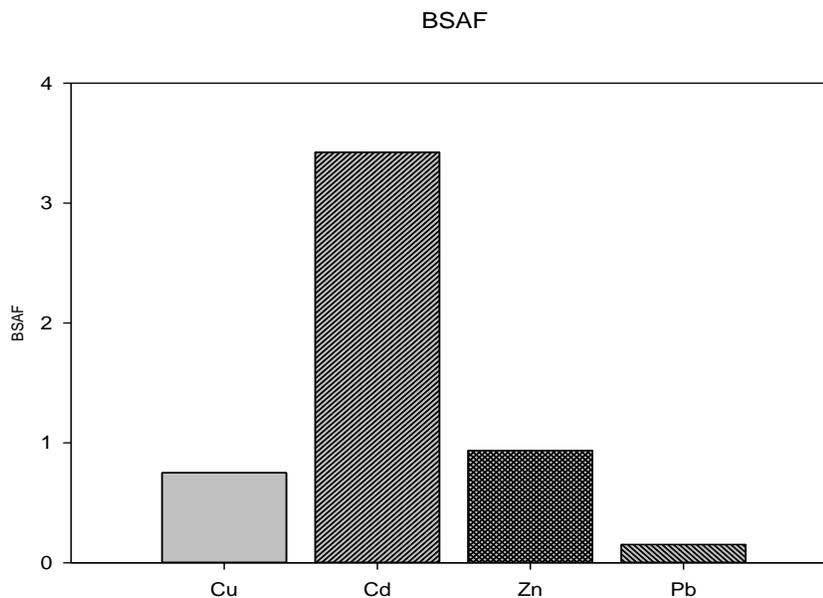


Figura 15. Medianas factor acumulación biota-sedimento (BSAFs) en *T. testudinum* de la Laguna de Términos.

9.6 Análisis de correlación para *Thalassia testudinum* y sedimentos

Se realizó un análisis de correlación de Pearson, que incluyó a las variables incluidas en el presente trabajo (sedimentos superficiales y de los diferentes compartimientos de *T. testudinum*). Asimismo, la tabla 10 presentan los coeficientes de correlación clasificados como significativos ($p < 0.05$). Las concentraciones totales de Zn para los sedimentos están correlacionadas positivamente con las concentraciones de Zn en rizomas, los valores totales de Cu en sedimentos y de Pb en pastos y tallos. Los valores de Zn biodisponibles en sedimentos presentaron una correlación significativa positiva con Zn y Pb en todos los compartimientos de los pastos. El contenido de Zn en tallos tuvo una correlación negativa significativa con el Cd en pastos. El Zn en rizomas y hojas se correlaciona de manera positiva con el contenido de Pb en pastos. Finalmente, la concentración total promedio de Cd en pastos, tuvo una correlación significativa positiva con el contenido de Pb en hojas y con los parámetros de salinidad y oxígeno disuelto, mientras que, con los valores de temperatura la correlación fue negativas.

Tabla 10. Coeficientes de correlación ($p < 0.05$) para metales en sedimentos superficiales y de los diferentes compartimientos de *T. testudinum* de las praderas de pastos marinos en la Laguna de Términos.

	Pas Zn	Riz Zn	Tall Zn	Hoj Zn	Tot Cu	Hoj Cu	Pas Cd	Riz Cd	Tall Cd	Hoj Cd	Tot Pb	Pas. Pb	Riz Pb	Tall Pb	Hoj Pb	Sali	Oxí	Tem
Tot Zn		0.77			0.83							0.75		0.75				
Biod Zn	0.88	0.82		0.82								0.82		0.77				
Pas Zn		0.96		0.90								0.89		0.93				
Riz Zn												0.94		0.98				
Tall Zn		0.82		0.83		0.85	-0.70	-0.79										
Hoj Zn												0.72		0.75				
Tot Cu																		
Pas Cu		0.80	0.79			0.72												
Hoj Cu													-0.84					
Tot Cd									0.80									
Pas Cd							0.92	0.97	0.90					0.84	0.91	0.71	-0.97	
Riz Cd								0.87	0.81					0.82	0.83		-0.87	
Tall Cd									0.91					0.88	0.85		-0.94	
Hoj Cd														0.74	0.92	0.78	-0.94	
Pas Pb													0.84					
Hoj Pb																		-0.82
Sali																	0.75	-0.93
pH																		0.82

Pas = pastos (los tres compartimentos); Riz = Rizoma; Tall = Tallo; Hoj = Hoja; Tot = Totales en sedimentos; Sali = Salinidad; Oxi = Oxígeno; Tem = Temperatura.

10. DISCUSIÓN

10.1 Parámetros fisicoquímicos

Dilucidar si existe contaminación por metales (Cu, Cd, Hg, Pb y Zn) en LT, mediante el uso de *T. testudinum* (bioindicador), debe considerar aquellos factores que puedan influenciar las concentraciones y distribución de estos elementos, como son los parámetros fisicoquímicos (ej. oxígeno disuelto, pH, temperatura y salinidad). Los parámetros fisicoquímicos en las costas del Golfo de México son altamente variables y dependen de factores como el clima, hidrometeorológicos (eventuales y extraordinarios), diferencias geomorfológicas (lagunas, estuarios, esteros, bahías y marismas) y antropogénicos; además, sus interacciones con los cambios espaciales o temporales, en general en la zona costera son cortas (Fichez *et al.*, 2019).

La temperatura superficial del agua en la región El Cayo en LT, durante la época de lluvias fue mayor a la de secas ($27.1 \pm 0.7^\circ\text{C}$ en secas; $30.5 \pm 0.4^\circ\text{C}$ en lluvias). En el caso de la salinidad y la concentración de oxígeno disuelto presentaron fluctuaciones significativas ($p < 0.05$) entre secas y lluvias, encontrándose valores más altos en la época de secas; asimismo, se observaron variaciones significativas en relación con los sitios de muestreo, con valores superiores en la estación 4 y mínimos en la estación 1. Estas variaciones temporales en salinidad, temperatura y oxígeno disuelto, podría relacionarse con las fluctuaciones climáticas en la región (lluvias y estiaje), además de las generadas por las descargas fluviales (temporales o permanentes), así como por la influencia mareal (Bueno *et al.*, 2019; De la Lanza *et al.*, 2020); por ejemplo, se ha reportado (Bach *et al.*, 2005), que las descargas de los principales ríos (Palizada, Chumpán y Candelaria-Mamantel) provocan que el tercio occidental de LT tenga menos salinidad. Por otro lado, la disminución del contenido de oxígeno disuelto del agua superficial, donde se desarrollan las praderas de *T. testudinum* en la época de lluvias, coincide con los sitios de acumulación preferencial de materia orgánica (MO; autóctona y alóctona) en los sedimentos, que estaría incrementando la demanda oxígeno para su oxidación (Montalvo *et al.*, 2008), de ahí que en los resultados de este estudio indiquen mayores valores de MO en los sedimentos en lluvias (7.4%), en comparación con la época de secas (1.7%). Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas entre los valores de pH en lluvias y secas; los valores de pH en LT (6.3-9.4), podrían

estar reflejando la influencia de la entrada de agua de los ríos. Aunque hay zonas donde la descomposición de materiales orgánicos disminuye la concentración de oxígeno disuelto, esto no modifica significativamente el pH, ya que no se registran valores por debajo de 6 que, de estar presentes, indicarían un efecto externo de origen antrópico (vertidos de aguas residuales urbanas o industriales) (Gutiérrez y De la Lanza, 2019).

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos de LT, se compararon algunos trabajos previos para la región; se identificó que los valores de la salinidad están dentro de lo reportado por Carvajal (1973) con un promedio de 33 UPS en la estación seca y 26 UPS en lluvias, así como por los valores de Botello y Mandelli (1975), que determinaron un promedio de 21.9 y 33.5 UPS, para las mismas estaciones. En cuanto al oxígeno disuelto, el intervalo de valores del presente estudio (4.2 - 15.4 mg/L) coinciden con lo reportado De la Lanza y Lozano (1999), que identificaron valores de 4.20 a 13.80 mg/L. Del mismo modo, los resultados de este estudio se contrastaron con los indicadores de la Comisión Nacional del Agua (NOM-001-ECOL-2021), los cuales fijan los límites máximos permisibles de contaminantes y de indicadores de calidad para aguas nacionales de uso recreativo o para la protección de la vida acuática marina. Los valores de temperatura promedio (26.5 °C) y pH (6.3-9.4) observados en LT, permanecen dentro del intervalo permitido en la NOM-001-ECOL-2021. Por otro lado, las concentraciones puntuales de oxígeno en todos los sitios de muestreo fueron mayores a los 5 mg O₂/L, superando el límite mínimo establecido en los criterios de aguas estuarinas y costeras de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (Los Retos De Los Estuarios, US EPA, 2022).

10.2. Materia orgánica en sedimentos y distribución granulométrica

La cantidad de materia orgánica (MO) que se conserva en el sedimento, dependerá de distintas variables como la textura de los sedimentos, la tasa de sedimentación y la relación entre las velocidades de aporte de la MO y su descomposición (Igarza, 2012). El sitio de muestreo El Cayo, se encuentra en la región Oeste de LT, misma que ha sido señalada como una región con influencia fluvial-terrágena, en la que se desarrolla un tráfico intenso de lanchas, actividades de pesca y que recibe descargas urbanas y agrícolas (Ponce-Vélez y Botello, 1991; Bach *et al.*, 2005).

La estación 2 que es la menos expuesta al aporte fluvial (Fig. 2), presentó el mayor contenido de MO (7.4%), que podría relacionarse con aportes autóctonos (i.e., materia vegetal como raíces y hojas de pastos; Calva y Alvarado, 2000), ya que, en esta estación se observaron los pastos con hojas más grandes en comparación con el resto de las estaciones, así como niveles significativamente ($p < 0.05$) inferiores de oxígeno (7.3 mg/L), en comparación a las estaciones 3 y 4 (9.1 y 12.4 mg/L, respectivamente), que están más expuestas a las corrientes y aportaciones fluviales. Algunos autores señalan (ej. Odum, 1984; Calva y Alvarado, 2000) que la distribución de la MO en los cuerpos de agua depende, entre otras cosas, de los patrones de circulación, ya que, el material orgánico es susceptible a ser arrastrado y diluido por el aporte fluvial. En cuanto a distribución de tamaño de grano, las estaciones 1 (70.5% de limos) y 2 (42.3% de arenas y 45.80% de limos), acumularon los mayores contenidos de MO (4.1 y 6.6% en promedio, respectivamente), lo que, de acuerdo con Valette (1993), confirma que a menor tamaño de partícula es mayor la acumulación de la materia orgánica, ya que hay mayor superficie de contacto para la adsorción de la materia orgánica en las partículas finas. Por el contrario, los sedimentos de las estaciones 3 y 4 son más arenosos (56.10 y 54.48%, respectivamente), con altos contenidos de gravas, constituidas por restos calcáreos (material biogénico; Fig. 6), que es material que se caracterizan por acumular contenidos menores de MO. En consecuencia, las muestras con alto contenido de limo-arenas (estaciones 1 y 2), se ubicaron en zonas protegidas (i.e., depresiones batimétricas) y se caracterizaron por altos contenidos de MO, mientras que, las estaciones con mayor contenido de arenas (estaciones 3 y 4), representan zonas de LT afectadas por corrientes y son sitios óptimos para el desarrollo de lechos de pastos marinos (Bach *et al.*, 2005). Se ha documentado que el área litoral interior de la Isla del Carmen, ubicada al norte de la laguna, donde se localiza el sitio de recolección de *T. testudinum* (El Cayo), y que está cerca de Boca del Carmen, es un área predominantemente arenosa, debido a la corriente marina que ingresa a la zona, lo que coadyuva a que se desarrolle una gran densidad de pastos marinos (Bach *et al.* 2005; Cuevas *et al.*, 2021).

10.3 Metales en sedimentos y pastos marinos

10.3.1. Elementos esenciales (Cu y Zn)

En los diferentes compartimentos de *T. testudinum* (hoja, tallo, rizoma), no se identificaron diferencias ($p < 0.05$) en cuanto a las concentraciones de Cu entre las épocas de secas y lluvias. Por tanto, Cu es almacenado en el pasto marino sin diferenciar la época del año; no obstante, existen ciertas condiciones del agua circundante (salinidad, temperatura, pH) o fases geoquímicas (ej. óxidos de Fe), que pueden afectar su biodisponibilidad (Lobel *et al.*, 1989; Bryan y Langton, 1992). De igual forma, en la época de secas no se observaron diferencias significativas en los contenidos promedio de Zn en tallos, hojas y rizomas; sin embargo, en lluvias se registraron diferencias entre los niveles de Zn en tallos (40.43 $\mu\text{g/g}$), que fueron superiores a los determinados en las hojas (27.29 $\mu\text{g/g}$), y esto coincide con lo reportado por Prange y Dennison (2000), que encontraron niveles altos de Cu y Zn en pastos marinos en el mes de septiembre (considerado dentro de la época de lluvias); entre sus resultados se menciona que este comportamiento se relaciona con la etapa de crecimiento de la planta, sugiriendo que las diferencias estacionales en las concentraciones de metales en los pastos marinos (principalmente Cu y Zn), son resultado de sus tasas de crecimiento, que ocasionan una dilución del contenido de metales dentro del tejido vegetal, provocando mayores concentraciones en los tallos y diluyéndose en las hojas (Lyngby y Brix, 1982; Prange y Dennison, 2000).

Los valores promedio de Zn, registrados en lluvias y en secas, no presentan diferencias significativas, tanto para sedimentos como en *T. testudinum* (valores promedio, sin distinguir partes del pasto). Además, se pudo comprobar que existe una relación (correlación significativa) entre las concentraciones de Zn totales en sedimentos, con las concentraciones de Zn en rizomas, relacionando lo anterior a que los rizomas de los pastos marinos absorben metales directamente de los sedimentos (Solís *et al.*, 2008).

En la estación 4, las muestras recolectadas presentaron las concentraciones más altas de Cu en *T. testudinum* (época de secas), en comparación con los otros sitios de muestreo. De hecho, en

época de secas los rizomas de *T. testudinum* de la estación 4, registraron 12.18 $\mu\text{g/g}$ de Cu, muy superior a todas las demás estaciones (Tabla 5). Como se ha mencionado, existe una relación entre rizoma y los sedimentos, así como de las hojas con el agua circundante (Prange y Dennison, 2000). La estación 2, registró el contenido de Cu total en sedimentos más alto, con valores 11.71 y 14.38 $\mu\text{g/g}$, para lluvias y secas, respectivamente; además, esta estación se caracterizó por mostrar un alto contenido de MO (7.4%), bajos valores de oxígeno disuelto (7.3 mg/L), con sedimentos clasificados como limo-arenosos, lo que sugiere la acumulación preferencial del metal, debido a la formación de compuestos organo-metálicos en presencia de partículas finas (Hart, 1982; Valette, 1993).

En los pastos marinos se detectaron algunas diferencias por estaciones, en específico en las hojas de la estación 2, donde se registró una concentración de 6.14 $\mu\text{g/g}$ de Cu en secas, mientras que, en lluvias fue de 11.44 $\mu\text{g/g}$. Lo anterior indica que, durante la época de lluvias, el Cu estuvo accesible en el agua circundante (relación hoja-agua circundante) para su almacenamiento en *T. testudinum*, lo que podría relacionarse con las escorrentías que arrastran materiales terrígenos, por ejemplo, desde la Ciudad del Carmen, enriquecidos con este metal hacia el sitio de muestreo (Prange y Dennison, 2000).

Las concentraciones de Zn en *T. testudinum* correspondientes a las estaciones 1 y 2 disminuyeron en la época de lluvias, mostrando que el Zn estuvo menos disponible para las fanerógamas, específicamente en esas dos estaciones. Para la época de secas, en la estación 2 se registraron los valores máximos totales (53.50 $\mu\text{g/g}$) y biodisponibles (6.32 $\mu\text{g/g}$) de Zn en sedimentos. Cabe mencionar que, en el muestreo de la temporada de secas, se detectó un dragado en Boca Estero Pargo (SEMARNAT, 2007), que tenía por objetivo la extracción de material pétreo, lo que ocasionó remoción de los sedimentos. Se ha reportado que la resuspensión de los sedimentos aumenta la disponibilidad de metales en el medio ambiente marino (Reichelt y Jones, 1994). Asimismo, Prange y Dennison (2000) reportan aumentos en los contenidos de Zn y de Cu en pastos marinos, después de un proceso de dragado y explican que los metales secuestrados por los pastos son incorporados a través del pastoreo y las redes alimentarias detríticas. Mientras tanto, en las estaciones 3 y 4 se registraron niveles superiores de Zn (32.61 y 39.16 $\mu\text{g/g}$, respectivamente) en *T. testudinum*, durante la época de lluvias (i.e., incremento de su biodisponibilidad; Tabla 6),

advirtiéndolo que la fuente de este elemento se relaciona con los aportes fluviales. Esto coincide con lo reportado por Prange y Dennison (2000), que indican un mayor aporte de nutrientes por la lluvia y el arrastre de metales por descargas fluviales. De igual forma, se debe enfatizar que las estaciones 3 y 4 están más expuestas a las corrientes dentro de la laguna, a diferencia de las estaciones 1 y 2, que reciben preferentemente los efluentes de las aguas residuales de Ciudad del Carmen (CCREM, 1999).

10.3.2 Elementos no esenciales (Pb, Cd y Hg)

Para Pb, sus concentraciones en hojas fueron significativamente menores en lluvias, lo que señala que su aporte no se relaciona con el agua circundante, ni al aporte fluvial. Las fuentes de Pb en los sistemas acuáticos costeros son variadas (transporte atmosférico, escorrentías, actividades industriales, explotación tradicional de minerales ricos en Pb, gasolina con plomo utilizada en México hasta 1997; Soto-Jiménez *et al.*, 2006), por lo que, en este caso, los niveles de Pb detectados en hojas podrían relacionarse con la remoción de sedimentos debido al dragado del área Estero Pargo al haber una resuspensión de los sedimentos aumenta la disponibilidad de metales en el medio ambiente marino (Reichelt y Jones, 1994). Los diferentes compartimentos de *T. testudinum* (hoja, tallo, rizoma), no mostraron diferencias en cuanto a las concentraciones de Pb en secas; no obstante, en lluvias, se identificaron diferencias significativas entre los contenidos del metal en hojas y tallo, donde este último almacenó concentraciones mayores (2.81 µg/g). Otros estudios han reportado que Pb se acumula preferencialmente en rizomas (Nocolaidau y Nott, 1997; Kabata, 2011); sin embargo, en este estudio no fue el caso. Es importante destacar que, la translocación de los metales en el pasto marino va de los rizomas, a los tallos y por último a las hojas (Solís *et al.*, 2008). La concentración máxima de Pb se encontró en las muestras de tallos de la estación 2 (8.966 µg/g; secas), mientras que, el valor mínimo (0.07 µg/g; lluvias) se observó en las muestras de las hojas de la estación 2. Por último, los valores de Zn biodisponibles se correlacionaron significativamente, con Pb en los compartimentos de los pastos, así como el Zn en rizomas y hojas, se correlacionaron de manera positiva con el contenido de Pb en pastos, lo que permite deducir que ambos metales tienen un comportamiento similar o una posible fuente en común (Frías-Espéricueta *et al.*, 2010a).

Por otra parte, en los compartimentos de *T. testudinum*, los niveles de Cd presentaron diferencias con respecto a lluvias y secas, donde los valores registrados en la época de secas excedieron a los de lluvias, indicando una menor biodisponibilidad del metal en esa época y que su presencia no se relaciona al aporte fluvial, así como ocurrió con los contenidos de Pb. Durante la época de secas, los niveles de Cd en hojas presentaron diferencias significativas con los valores del metal en rizomas, por lo que el origen podría venir de un aporte externo. De hecho, en los sistemas acuáticos costeros, el Cd puede presentarse por depósito atmosférico o por eventos de surgencia o remoción sedimentaria (Frías-Espéricueta *et al.*, 2010a). En esta misma época, los valores de Cd más altos en hojas, se observaron en la estación 3 (0.511 $\mu\text{g/g}$), lo que sugiere que este elemento, igual que el Pb, estuvo disponible para los pastos marinos en el agua circundante debido a las actividades de dragado en Boca Estero Pargo, que provocó la resuspensión de los sedimentos del fondo, liberando coloides de oxihidróxido y carbonatos metálicos, así como sustancias húmicas polianiónicas que pueden ser fuentes de Cd (Prange y Dennison, 2000; García y Dorronsoro, 2005; Martínez *et al.*, 2006). En contraste, las concentraciones de Cd detectadas en los sedimentos corresponden únicamente a las totales, ya que, el contenido del metal en las fracciones biodisponibles estuvo por debajo del LMD. Así pues, los valores de Cd totales no tuvieron diferencias ($p < 0.05$) entre lluvias y secas. En los sedimentos recolectados en la estación 2, se presentó los máximos de Cd (0.068 $\mu\text{g/g}$), situación similar que ocurre con Cu, Zn y Pb. En general, las concentraciones de Cu, Pb y Zn son buenos indicadores de distintos impactos antrópicos, como las actividades de dragado para el mantenimiento de dársenas, zonas de muelles y canales de navegación en terminales marítimas (González-Lozano *et al.*, 2006), que son actividades importantes en la zona de estudio, que pudieran estar introduciendo a estos elementos al área El Cayo, en LT.

En cuanto a los contenidos de Hg, que es un metal altamente tóxico y volátil, en la mayoría de los compartimentos ambientales caracterizados en este estudio, se encontró por debajo del LMD; sin embargo, en las muestras de sedimentos totales (i.e., época de lluvias), donde se logró detectar el contenido de este metal, podría indicar su presencia debido al aporte por escorrentías, ya que, un estudio reciente (Ruiz-Fernández *et al.*, 2019), ha señalado que no existe evidencia de contaminación por Hg en sedimentos del interior de LT relacionada a la industria petrolera, y que

la presencia de este elemento probablemente se relaciona con fuentes derivadas de la tierra, como suelos erosionados y escorrentía de aguas residuales.

10.3.3 Normatividad vigente

Hoy en día, las Normas Oficiales Mexicanas no establecen, en lo específico, límites máximos permisibles de Cu, Zn, Pb y Cd para pastos marinos. No obstante, de acuerdo con la NOM-052-SEMANAT-2005, que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de residuos peligrosos, las concentraciones promedio de Pb, Cd y Hg en *T. testudinum* para este estudio, están por debajo sus concentraciones máximas (5.0 µg/g para Pb; 1.0 µg/g para Cd; 0.2 µg/g para Hg). En México no existe normatividad que regule la calidad de la matriz sedimentaria, con respecto al contenido de metales, pero existen ciertos criterios emitidos por la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA), de los Estados Unidos, que son utilizados para evaluar el riesgo toxicológico para la biota bentónica (Buchman, 2008), por la presencia de metales y metaloides en los sedimentos. Se utilizaron los valores TEL (nivel de efecto umbral) y se identificó que ninguno de los elementos analizados en los sedimentos del sitio El Cayo, superó los valores propuestos por la NOAA (Cd = 0.68 µg/g; Cu = 11.70 µg/g; Hg = 0.13 µg/g; Pb = 30.24 µg/g; Zn = 124 µg/g), por tanto, los sedimentos no representan riesgo toxicológico para la comunidad bentónica local (Buchman, 2008).

10.4 Bioacumulación de metales

En cuanto a los valores de las medianas del factor acumulación biota-sedimento (BSAFs, por sus siglas en inglés) definido como la proporción entre la concentración del metal en el organismo y sus formas biodisponibles en los sedimentos asociados (Szefer *et al.*, 1999, estos demostraron que los pastos de *T. testudinum* actúan como no bioacumuladores de Cu, Zn y Pb (<1 BSAFs); por tanto, es posible que estos metales se bioacumulen en los pastos debido al aporte del agua circundante y no del contenido biodisponible en los sedimentos (Suheryanto y Ismarti, 2018). Por el contrario, el BSAFs indicó que Cd es un macro bioacumulador (>3.42), y en consecuencia el Cd biodisponible procedería de los sedimentos (Kabata, 2000). De hecho, si los valores de BSAFs son

>1.00, se sugiere que los metales están altamente bioacumulados y biomagnificados (Suheryanto y Ismarti, 2018) y en este estudio, se determinaron valores de >3.42 para Cd. Es así como, *T. testudinum*, demostró ser un buen acumulador de Cd (elemento no es esencial). Al acumularse de manera preferencial el Cd en *T. testudinum*, que son productores primarios, podría permitir su biomagnificación, ya que en LT, forma parte de la dieta de los manatíes (*Trichechus manatus*), que es una especie clasificada en riesgo (Flores-Cascante *et al.*, 2013; SEMARNAT, 2018). Como se mencionó anteriormente, el Cd es ampliamente utilizado en la industria y en productos agrícolas, además, se reconoce como uno de los metales con mayor tendencia a acumularse en las plantas (Singh y Tewari, 2003). Por lo anterior, se recomienda realizar monitoreos y detección de contaminantes metálicos (Cu, Zn, Cd Pb y Hg) en agua, fauna y flora y sus cambios a través del tiempo, para trazar mapas de concentración y crear normas y estrategias que protejan a las praderas de pastos marinos y por ende a los organismos relacionados.

11. CONCLUSIONES

1. Las propiedades fisicoquímicas, los contenidos de MO y metales en los sedimentos, tuvieron un comportamiento diferenciado en la estación 2 que se ubica geográficamente el centro “El Cayo” esta resguardada por el apéndice a diferencia del resto de las estaciones que están más expuestas; por ejemplo, este sitio presentó mayores concentraciones de Cu y Zn en sedimentos, en comparación con el resto de las estaciones, por tanto, se considera que es una zona crítica que requiere atención y monitoreo.

2. En el caso de las concentraciones de metales totales en sedimentos se presentó en mayor cantidad el Zn y en menor concentración el Hg; para los metales biodisponibles, únicamente se detectó Cu y Zn. En los diferentes compartimentos de *T. testudinum*, no se logró detectar el contenido de Hg, y el orden de magnitud de las concentraciones de los elementos analizados fue: $[Zn] > [Cu] > [Pb] > [Cd]$. De manera general, Cu se acumuló de manera preferencial en los rizomas de *T. testudinum*, mientras que, Pb y Zn se acumularon mayormente en las muestras de tallo y Cd en hojas.

3. En *T. testudinum* y sedimentos, los metales esenciales (Zn y Cu) se encontraron en mayores concentraciones, en comparación con los no esenciales (Cd, Pb y Hg), lo que sugiere que la disponibilidad de metales esenciales es mayor en LT. Se encontró que los valores de Cu totales en sedimentos presentaron una correlación significativa con los de Zn; de igual forma, los valores de Zn en sedimentos se correlacionaron con los contenidos de Zn en rizomas, así como, este último con los valores de Pb en pastos, lo que permite deducir que tienen un comportamiento similar o una posible fuente en común.

4. En *T. testudinum* las concentraciones promedio de Cu, Zn, Pb y Cd están por debajo de los valores de referencia de la Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMANAT-2005; en consecuencia, si seguimos esta norma, los metales Cu, Zn, Pb y Cd en LT no estarían provocando toxicidad en los *T. testudinum*. De igual forma ninguno de los metales analizados en los sedimentos del sitio El Cayo superó los valores TEL y como resultado se concluye que no representan riesgo toxicológico para la comunidad bentónica local.

5. Se identificó que *T. testudinum* es un macro bioacumulador (BSAFs >3.42) de Cd, por lo que podría representar un riesgo toxicológico para la biota local (ej. *Trichechus manatus*), que se alimenta de esta fanerógama marina.

6. El presente estudio demostró que las precipitaciones y el aumento escorrentías, incrementan la movilización de Cu, Zn, Pb, Cd y Hg hacia los sitios de praderas de pastos marinos, mientras que, la remoción de sedimentos (ej. dragado), puede convertirse en una fuente latente de estos contaminantes metálicos. Las estrategias de gestión ambiental en LT, deben considerar estos problemas para minimizar la contaminación por metales. El uso de pastos marinos como bioindicadores de la contaminación por metales, es viable en un ambiente costero como LT.

12. LITERATURA CITADA

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

Aguilar-Ucán, C.A., Montalvo-Romero, C., Cerón-Bretón, J.G., Anguebes-Fransesch, F. 2014. Niveles de Metales pesados en especies marinas: Ostión (*Crassostrea virginica*), Jaiba (*Callinectes sapidus*) y Camarón (*Litopenaeus setiferus*), de Ciudad del Carmen, Campeche, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*. 10 (1): 9-17.

Albert, L.A., Badillo, F. 1991. Environmental lead in Mexico. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 17: 1-49.

Alfonso, J.A., Azoca, J., LaBrecque, J.J., García, B., Palacios, D., Benzo, Z. 2008. Trace metals in bivalves and seagrass collected from Venezuelan coastal sites. *Journal of Tropical Biology*. 56 (1): 215-222.

Amezcu-Linares, F., Yáñez-Arancibia, A. 1980. Ecología de los sistemas fluvio-lagunares asociados a la Laguna de Términos. El hábitat y estructura de las comunidades de peces. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México*. 7: 69-118.

Ansari, T.M., Marr, I.L., Tariq, N., 2004. Heavy metals in marine pollution perspective -a mini review-. *Journal of Applied Sciences*. 4 (1): 1-20.

Aviles, S. P., & Martínez, J. L. 2018. Granulometría y materia orgánica de áreas pesqueras rastreables y no rastreables en la costa central de Sonora, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. y Fundación Produce Sonora eBooks. <http://dspace.cibnor.mx:8080/handle/123456789/2112>

Bach, Q.D., Kim, S.J., Choi, S.C., Oh, Y.S. 2005. Enhancing the intrinsic bioremediation of PAH-contaminated anoxic estuarine sediments with biostimulating agents. *Journal of Microbiology*. 43 (4): 319–324.

Bach, L., Calderon, R., Cepeda, M.F., Oczkowski, A., Olsen, S., Robadue, D. 2005. Resumen del Perfil de Primer Nivel del Sitio Laguna de Términos y su Cuenca, México Narragansett, RI: Coastal Resources Center, University of Rhode Island.

Botello A.V., Mandelli E. F. 1975. A study of variables related to the water quality of Términos Lagoon and adjacent coastal areas. Campeche, México, Final Report Project GU 853. CCML, UNAM, 92 p.

Botello, A.V., Villanueva, F.S. 1988. La contaminación y procesos geoquímicos en la Laguna de Términos Campeche, México. (Memoria) Ecología de los ríos Usumacinta y Grijalva. *Instituto Nacional de Investigación sobre Recursos Bióticos-División Regional Tabasco*. 770 p.

Boulegue, J., Lord, C.J., Church, T.M. 1982. Sulfur speciation and associated trace metals (Fe, Cu) in the pore waters of Great Marsh, Delaware. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 46: 453-464.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental chemical of the element. *Academic Press London*. 79 p.

Bryan, G.W. 1971. The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proceedings of the Royal Society B*. 177: 389-410.

Bryan, G.W., Langton, W.J. 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in the sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution*. 76: 89-131.

Bueno, S. E., Marceleño, S., Nájera, O. y De Haro, R. 2019. Implementación del método de escasez en la determinación de la huella hídrica en la zona costera de San Blas, México. *Tecnura*, 23(62), 45-54.

Buchman, M.F. 2008. NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, *National Oceanic and Atmospheric Administration*, 34 p.

Buo-Olayan, A.H., Subrahmanyam, N.V. 1996. Heavy metals in marine algae of the Kuwait Coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 57: 816-823.

Burton, A. 1994. Sediment sampling and analysis plan – West Branch Grand Calumet River: 1993 sediment toxicity test data summaries. *Prepared for Environmental Science Division*. U.S. Environmental Protection Agency, Region V. Chicago, IL.

Burton, G.A.Jr. 1991. Assessing freshwater sediment toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 10: 1585-1627.

Calva-Benítez, L.G., Torres-Alvarado, R. 2000. Distribución de carbohidratos, carbono y nitrógeno orgánico en sedimentos de tres lagunas costeras del Golfo de México. *Hidrobiología*. 10 (2): 101-114.

Calva-Benítez, L.G., Torres-Alvarado, R. 2011. Carbono orgánico y características texturales de sedimentos en áreas de pasto marino *Thalassia testudinum* en ecosistemas costeros del sureste del Golfo de México. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*. 27 (2): 133-144.

Campana, O., Rodríguez, A., Blasco, J. 2005. Bioavailability of heavy metals in the Guadalete river estuary (SW Iberian Peninsula). *Ciencias Marinas*. 31 (1B): 135-147.

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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54: 2543–2554.

Carvajal R. 1973. Condiciones ambientales y productividad de la Laguna de Términos. Campeche, México, Logena, JI, 35-38.

Castilla, K.A.G., Castilla, Posada, V.G. & Vega, S.E.B. 2015. Evaluación hidrodinámica de la laguna de Términos. 145-166 pp. En: Ramos Miranda J., y G.J. Villalobos Zapata (editores), 2015. Aspectos socioambientales de la región de la laguna de Términos, Campeche. *Universidad Autónoma de Campeche*. 210 p.

Castañeda-Chávez, M.D.R., Lango-Reynoso, F., Navarrete-Rodríguez, G., & Wakida-Kusunoki, A.T. 2021. Concentration of Metals in Native and Invasive Species of Fish in the Fluvial-Lagoon-Deltaic System of the Palizada River, Campeche. *Fishes*, 6(4), 72.

CCREM. 1996. Canadian water quality guidelines. Task Force in Water Quality Guidelines. Canadian Council of Resource and Environment Ministers. Ottawa, ON, Canadá.

Celis-Hernandez, O., Giron-Garcia, M.P., Ontiveros-Cuadras, J.F., Canales-Delgadillo, J.C., Pérez-Ceballos, R.Y., Ward, R.D., Acevedo-Gonzales, O., Armstrong-Altrin, S., Merino-Ibarra, M. 2020. Environmental risk of trace elements in mangrove ecosystems: an assessment of natural vs oil and urban inputs. *Science of The Total Environment* 730, 1–8.

Céron-Bretón, J.G., Cerón-Bréton, R.M., Rangel-Marrón, M., Muriel-García, M., Córdova-Quiroz, A.V., Estrella-Cahuich, A. 2011. Determination of carbon sequestration rate in soil of a mangrove forest in Campeche, Mexico. *International Journal of Energy and Environment*. 3 (5): 328-336.

Chapman, P.M., Wang, F. 2002. Assessing sediment contamination in estuaries. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20: 3-22.

Chapman, P.M., Wang, F., Janssen, C., Goulet, R.R., Kamunde, C.N. 2003. Conducting ecological risk assessments of inorganic metals and metalloids – current status. *Human and Ecological Risk Assessment*. 9 (4): 641-697.

Chapman, P.M., Wang, F., Janssen C., Persoone, G., Allen, H.E. 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 55: 2221-2243.

Castañeda-Chávez, M.R., Lango-Reynoso, F., Navarrete-Rodríguez, G., Wakida-Kusunoki, A.T. 2021. Concentration of Metals in Native and Invasive Species of Fish in the Fluvial-Lagoon-Deltaic System of the Palizada River, Campeche. *Fishes*. 6(4):72.

Comisión Europea. 1996. Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/96/ECC on Risk Assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC). No 1488/94. *Risk Assessment for Existing Substances*. Bruselas.

CONANP. 2006. Programa de Conservación y manejo Reserva de la Biosfera los Petenes. Campeche: Dirección General de Manejo para la Conservación.

Contreras, E. F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos. Comisión Nacional para el conocimiento y el uso de la Biodiversidad. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Izatapalapa. México 67 pp.

Costantini, S., Giordano, R., Ciaralli, L., Beccaloni, E. 1991. Mercury, cadmium and lead evaluation in *Posidonia oceanica* and *Codium tomentosum*. *Marine Pollution Bulletin*. 22 (7): 362-363.

Costanza, R., Darge, R. Degroot, R., Farber, S. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387: 253-260.

Crane, M., Everts, J., Van de Guchte, K., Heimbach, F., Hill, I., Matthiessen, P., Stronkhorst, J., 1996. Research needs in sediment bioassay and toxicity testing. In: Munawar, M., Dave, G. (Eds.). *Development and progress in sediment quality assessment: Rationale, Challenges, Techniques and Strategies*. SPB Academic Publishing Amsterdam. The Netherlands. 49-56.

Cullen-Unsworth, L. C., & Unsworth, R. K. F. 2016. Strategies to enhance the resilience of the world's seagrass meadows. *Journal of Applied Ecology*. 53(4), 967–972.

Cuevas, E., Uribe-Martínez, A., Morales-Ojeda, S.M., Gómez-Ruíz, P.A., Núñez-Lara, E., Teutli-Hernández, C., Herrera-Silveira, J.A. 2021. Spatial configuration of seagrass community attributes in a stressed coastal lagoon, southeastern Gulf of Mexico, *Regional Studies in Marine Science*, Volume 48, 102049.

Dallinger, R. 1993. Strategies of metal detoxification in terrestrial invertebrates. In: Dallinger, R., Rainbow, P.S. (Eds.) *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Lewis Publisher.

Dassenakis, M., Scollos, M., Gaitis, A. 1997. Trace metals transport and behaviour in the Mediterranean Estuary of Acheloos River. *Marine Pollution Bulletin*. 34: 103-111.

De la Lanza, G., Rodríguez, E.G.M., Soto, L., 1991. Análisis ecológico de los productores primarios en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Universidad y Ciencia*. 8 (15): 15-25.

De la Lanza-Espino, G., Hernández-Pulido, S., Gutiérrez-Mendieta, F. J. 2020. Inconvenientes del uso de promedios de parámetros fisicoquímicos no conservativos, ejemplos de caso lagunas costeras mexicanas. *Tecnura*, 24(65), 85–101. <https://doi.org/10.14483/22487638.15973>

Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A., Paquin, P.R. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 10: 1541-1583.

DIGAOHM. 2022. Isla del Carmen, Campeche. *Secretaría de marina. Dirección General Adjunta de Oceanografía, Hidrografía y Meteorología*. Fecha de consulta: 04 de noviembre del 2022.

Fuente: <https://digaohm.semarn.gob.mx/derrotero/cuestionarios/cnarioCddelcarmen.pdf>

Duarte, C.M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*. 29: 192-206.

Edgar, G.J. y Robertson, A.I. 1992. La influencia de la estructura de los pastos marinos en la distribución y abundancia de la epifauna móvil: patrón y proceso en un lecho de Anfíboles de Australia Occidental. *Revista de Biología y Ecología Marina Experimental*, 160 (1), 13-31.

Edgar, G.J., Shaw, C., Watson, G.F., Hammond, L.S. 1994. Comparisons of species richness, size-structure, and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 176: 201-226.

Environmental Protection Agency. 2004. National Condition report II. Office of Water. EPA-620-R03/0002.

Fichez, R., Linares, C., Chifflet, S., Conan, P., Contreras, R., Esparza, A., Denis, L., Douillet, P. L., Grenz, C., Ghiglione, J. F., Gutiérrez, M. F., Origel, M. M., Muñoz, C. A., Pujo P. M. y Zavala H. J. 2019. Spatiotemporal variability in Terminos Lagoon (Mexico) Waters during the 2009-2010 drought reveals upcoming trophic status shift in response to climate change. *Regional Environmental Change*, 19, 1787-1799.

Flores-Cascante, Morales-Vela, Castelblanco-Martínez, Padilla-Saldívar y Auil. 2013. Diet items of manatee *Trichechus manatus manatus* in three priority sites for the species in Mexico and Belize. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*. (5): 25-36.

Folk, R.L., 1968. Petrology of sedimentary rock. *Hemphill's Book Store*. Austin, Texas. 170 p.

Foster, P., Hunt, D.T.E., Morris, A.W. 1978. Metals in an acid mine streams and estuary. *Science of the Total Environment*. 9: 75-86.

Frías-Espéricueta, M.G., Osuna-López, J.I., Izaguirre-Fierro, G., Aguilar-Juárez, M., Voltolina, D. 2010a. Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *Oceánides*. 25:27-39

Frost, M.T., Rowden, A.A., Attrill, M.J. 1999. Effect of habitat fragmentation on the macroinvertebrate infaunal communities associated with seagrass *Zostera marina* L. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 9: 255-263.

Gadd, G. M., Griffiths, A. J. 1977. Microorganisms and heavy metal toxicity. *Microbial Ecology*. 4(4):303-17.

García-Camero, J.P. 2002. Estado actual de la contaminación por metales pesados y pesticidas organoclorados en el Parque natural de Monfragüe. Tesis de Doctorado. Facultad de Veterinaria. *Universidad de Extremadura*. 344 p.

García-Cuellar, A., Arreguín-Sánchez, F., Hernández-Vázquez, S., Lluch-Cota, D.B., 2004. Impacto ecológico de la industria petrolera en la Sonda de Campeche, México, tras tres décadas de actividad: una revisión. *Interciencia*. 29: 311–319.

García, I. & Donrronsoro, C. 2005. Contaminación por metales pesados. En: Tecnología de suelos. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, Granada. España.

Gheorghe, S., Stoica, C., Vasile, G.G., Nita-Lazar, M., Stanescu, E., Lacaciu, I.E. 2017 Metals Toxic Effects in Aquatic Ecosystems: Modulators of Water Quality. *Water Quality*.

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

González-Lozano, M. C., Méndez-Rodríguez, L. C, López-Veneroni, D. G, & Vázquez-Botello, A. 2006. Evaluación de la contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de salina cruz, Oaxaca, México. *Interciencia*, 31(9), 647-656.

Gulf of Mexico Program. 2004. Seagrass habitat in the northern Gulf of Mexico: Degradation, Conservation and Restoration of a Valuable Resource. *U.S. Environmental Protection Agency*,

Gutiérrez-Estrada, M., Castro del Río, A. 1988. Origen y desarrollo geológico de la Laguna de Términos. In: Yáñez-Arancibia, A., Day, J.W. (Eds.) Ecología de los ecosistemas costeros del sur del Golfo de México: La región de la Laguna de Términos. *Universidad Nacional Autónoma de México*. 89-110.

Gutiérrez-Mendieta, F. J., & de la Lanza Espino, G. 2019. Physicochemical Characterization of Mexican Coastal Lagoons, Current Status, and Future Environmental Scenarios. *Mexican Aquatic Environments*, 77–91. doi:10.1007/978-3-030-11126-7_3

Haynes, H., Johnson, J.E. 2000. Organochlorine, Heavy Metal and Polyaromatic Hydrocarbon Pollutant Concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) Environment: a Review. *Marine Pollution Bulletin*. 41: 267-278.

Haritonidis, S., Malea, P. 1999. Seasonal and local variation of metals in sea water treated by different methods and in sediments of the Maikos Gulf Greece. *Oebalia*. XXV: 89-109.

Hart, B.T. 1982. Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: a review. *Hydrobiologia* 91:299–313.

Hart, B.T., Bailey, P., Edwards, R., Hortle, K., James, K., McMahon, A., Meredith, C., Swadling, K. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hidrobiologia*. 210: 105-144.

Hatje, V., Rae, K., Birch, G.F. 2001a. Trace metal and total suspended solids concentrations in freshwater: the importance of small-scale temporal variation. *Journal of Environmental Monitoring*. 3: 251-256.

Hatje, V., Birch, G.F., Hill, D.M. 2001b. Spatial and temporal variability of particulate trace metals in Port Jackson estuary, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 53: 63-77.

Hemminga, M., Duarte, C.M. 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge, U.K. *Cambridge University Press*. 298 p.

Horta-Puga, G. 2007. Environmental Impacts. 126-141. In: Tunnell, J.W., Chavez, A., Witters, K., 2007. *Coral Reefs of the Southern Gulf of Mexico*. Texas. 194 p.

Igarza, T.M.C. 2012. *Materia Orgánica sedimentaria reciente del Margen Continental Peruano*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Tesis de Licenciatura. 83 p.

Instituto Nacional de Ecología. 1997. *Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos* (1.ª ed.). <https://paot.org.mx/centro/ine-semarnat/anp/AN19.pdf>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2010. *Censo de Población y vivienda*. México. Sitio del INEGI en Internet: www.inegi.org.mx.

Jakimska, A., Konieczka, P., Skóra, K. Namiesnik, J. 2011. Bioaccumulation of Metals in Tissues of Marine Animals, Part I: the Role and Impact of Heavy Metals on Organisms. *Polish Journal of Environmental Studies*. 20(5):1117-1125.

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

Kertész, V., Bakonyi, G., Farkas, B. 2006. Water pollution by Cu and Pb can adversely affect mallard embryonic development. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 65(1):67-73

Kjerfve, B. 1994. *Coastal Lagoon Processes*. *Elsevier Oceanography Series*. Amsterdam 577 p.

Krumgalz, B.S., Fainshtein, G., Sahler, M., Gorfunkel, L. 1989. Field error related to marine sediment contamination studies. *Marine Pollution Bulletin*. 20: 64-69.

Lacerda, L.D. 1994. Biogeochemistry of heavy metals in coastal lagoons in Kjerfve, B. Coastal Lagoon Processes: Amsterdam. *Elsevier Science Publishers*. 221-241.

Lacerda, L.D., Carvalho, E.V., Tanizaki, K.F., Ovalle, R.C., Rezende, y C.E. 1993. Biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove Rhizospheres. *Biotropica*, 25: 252-257.

Lee, H., Morrison, C., Dorian, N.J.C. Welsh D.T. & Bennett, W. W. 2023. Metals in coastal seagrass habitats: A systematic quantitative literature review, Critical Reviews in *Environmental Science and Technology*

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.212-222.

Libes, M., Boudouresque, C. 1987. Uptake and long-distance transport of carbon in the marine Phanerogam *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series*. 38: 177-186.

Llagostera, I., Pérez, M., Romero, J. 2011. Trace metal content in the seagrass *Cymodocea nodosa*: Differential accumulation in plant organs. *Aquatic Botany*. 95: 124-128.

Lobel P.B., Belkhode S.P., Jackson S.E., Longerich H.P. 1989. A universal method for quantifying and comparing the residual variability of element concentrations in biological tissue using 25 elements in the mussel *Mytilus edulis* as a model. *Mar. Biol.* 102: 513–518.

Loring, D.H. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES Journal of Marine Science*. 48: 101-115.

Luoma, S.N., Ho, K.T. 1992. The appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. In: Calow, P. (Ed.), *The handbook of ecotoxicology*. *Blackwell Scientific Publications*. Cambridge. 1: 193-226.

Lyngby, J.E. y Brix, H. 1983. Seasonal changes in the concentrations of Ca, Fe, K, Mg, Mn and Na in eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Limfjord, Denmark. *Aquatic Botanic*. 17: 107-117.

Lyngby, J.E., Brix, H., Schierup, H.H. 1982. Absorption and translocation of zinc in eelgrass (*Zoostera marina* L.) *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 58: 259-270.

Mahony, J. D., Di Toro, D. M., Gonzalez, A. M., Curto, M., Dilg, M. 1996. Partitioning of metals to sediment organic carbon. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 15: 2187-2197.

Manahan, S.E. 2007. Introducción a la química ambiental. 2da Edición. *Reverté. Universidad Nacional Autónoma de México*. 756 p.

Mandelli, E.F., 1979. Contaminación por metales pesados. *Revista de la Comisión Permanente Pacífico Sur*. 10: 209-218.

Marcovecchio, J., Moreno, V., Pérez A. 1991. Heavy metals accumulation in tissues of sharks from the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Marine Environmental Research*. 31 (4): 263-274.

Martin, D.P., Hidayathulla, T. 2008. Impact of Tsunami on the heavy metals accumulation in water, sediment and fish at Poompuhar Coast, Southeast Coast of India. *E-Journal of Chemistry*. 5 (1): 16-22.

Martínez, G, Senior, W, & Márquez, A. 2006. Especiación de metales pesados en la fracción disuelta de las aguas superficiales de la cuenca baja y la pluma del Río Manzanares, Estado Sucre, Venezuela. *Ciencias marinas*, 32(2), 239-257. Recuperado en 23 de enero de 2023, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S01858802006000400004&lng=es&tlng=es.

Millward, G.E., Liu, Y.P. 2003. Modelling metal desorption kinetics in estuaries. *The Science of the Total Environment*. 316: 613-623.

Montalvo, J.F.; García, I.; Loza, S.; Esponda, S. C.; César, M.E.; González de Zaya, R.; Hernández, L. 2008. Oxígeno disuelto y materia orgánica en cuerpos de aguas interiores del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Journal Contribution. Instituto de Oceanología. Serie Oceanológica*, (4). p. 71-84

Naciones Unidas. 2007. Sistema globalmente armonizado de clasificación y etiquetado de productos químicos (SGA). Segunda edición. Anexo A9.5. 447-548.

NOM-052, Norma Oficial Mexicana. 2005. Características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial 23 de junio del 2006.

NOM-001, Norma Oficial Mexicana. 2021. Límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos de aguas receptores propiedad de la nación. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial 11 de marzo del 2022.

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): 360-365.

Nielsen, S.L., Banta, G.T., Khan, F.R., & Palmqvist, A. 2016. Copper in the sediment: a major stressor for eelgrass, *Zostera marina* L. *Hydrobiologia*, 788(1), 143–155.

Odum, M., M. 1984. Dual-gradient concept of detritus transport and processing in estuarines. *Bulletin of Marine Science*. 35(3): 510-521.

Ober, A.G., González, M., Santa-Maria, I. 1987. Heavy metals in Molluscan, Crustacean, and other commercially important Chilean marine coastal water species. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 77: 574-580.

Ontiveros-Cuadras, J.F., Ruiz-Fernández, A.C., Pérez-Bernal, L.H., Santiago-Pérez, S., González, S.G., Ávila, E., Cardoso-Mohedano, J.G., Sánchez-Cabeza, J.A. 2022. Accumulation and fluxes of

potentially toxic elements in a large coastal lagoon (southern Gulf of Mexico) from ^{210}Pb sediment chronologies. *Marine Pollution Bulletin*. 181, 113839.

Ortiz, L., Sánchez, E., Gutiérrez, M. 1993b. Parte II. Análisis de suelos. Fundamentos y técnicas. *Universidad Autónoma del Estado de Morelos*. México. 143 p.

Páez-Osuna, F. 1996. Fuentes de metales en la zona costera marina. 297-308. In: Botello, A.V., Rojas-Galaviz, J.L., Benítez, J.A., Zárate-Lomilí, D. (Eds.), 1996. Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. *Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX*. Serie científica. 666 pp.

Páez-Osuna, F. 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina, p. 329-342. In: A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. *Universidad Autónoma de Campeche*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.

Páez-Osuna, F., & Osuna-Martínez, C.C. 2015. Bioavailability of Cadmium, Copper, Mercury, Lead, and Zinc in Subtropical Coastal Lagoons from the Southeast Gulf of California Using Mangrove Oysters (*Crassostrea corteziensis* and *Crassostrea palmula*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 68(2), 305–316.

Parker, J.D., Duffy, J.E., Orth, R.J. 2001. Plant species diversity and composition: experimental effects on marine epifaunal assemblages. *Marine Ecology Progress Series*. 224: 55-67.

Pérez-Ruzafa, A., & Marcos, C. 2012. Fisheries in coastal lagoons: An assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 15–31.

Phillips, R.C., Meñez, E.G. 1988. Seagrasses. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*. Washington DC: *Smithsonian Institution Press*. 34: 104.

Phleger, F.B. & Ayála-Castañares, A. 1971. Processes and history of Terminos Lagoon, Mexico. *Bulletin American Association of Petroleum Geologists*. 55 (12): 2130-2140.

Ponce-Vélez, G. & Botello, A.V., 1991. Aspectos geoquímicos y de contaminación por metales pesados en la Laguna de Términos, Campeche. *Hidrobiológica*. 1 (2): 1-10.

Potipat, J., Tangkrock-olan, T., & Helander, H. 2015. Distribution of Selected Heavy Metals in Sediment of the River Basin of Coastal Area of Chanthaburi Province, Gulf of Thailand. *EnviromentAsia*. 8 (1) 133-143.

Prange, J.A. & Dennison, W.C. 2000. Physiological responses of five seagrass species to trace metals. *Marine Pollution Bulletin*. 41 (7-12): 327-336.

Price, N.M. & Morel, F.M.M. 1990. Cadmium and cobalt substitution for zinc in a zinc-deficient marine diatom. *Nature*. 344: 658-660.

Pulich, W.M. 1987. Role of subtropical seagrasses in the trace metals cycling. *Florida Marine Research Publication*. 42: 39-52.

Rantala, R.T.T. & Loring, D.H. 1975. Multi-element analysis of silicate rocks and marine sediments by atomic absorption spectrophotometry. *Atomic Absorption Newsletter*. 14: 117-120.

Rayment, G.E. y Barry, G.A. 2000. Indicator tissues for heavy metal monitoring-additional attributes. *Marine Pollution Bulletin*. 41 (7): 353-358.

Reichelt, A J. & Jones, G.B. 1994. Trace metals as tracers of dredging activity in Cleveland Bay field and laboratory studies. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45, 1237-1257

Reyes, Y.C., Vergara, I., Torres, O.E. Díaz, M. González, M. 2016. Heavy metals contamination: implications for health and food safety. *Revista Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16 (2). 66-77.

Robadue, D., Oczkowski, A., Calderon, R., Bach, L., & Cepeda, M.F. 2004. Characterization of the Region of the Términos Lagoon: Campeche, Mexico: Draft for discussion. Narragansett, RI: Coastal

Rosas-Gutiérrez, B.A. 2004. Evaluación de metales pesados en sedimentos y organismos de las lagunas costeras de Veracruz, Tabasco y Campeche. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. *Universidad Nacional Autónoma de México*. 98 p.

RSIS. 2006. Ramsar sites information service. Laguna de Términos. <https://rsis.ramsar.org/es/ris/1356?language=es>. (Acceso 29 de octubre 2022).

Rubio-Franchini, I., Rico-Martínez, R. 2011. Evidence of lead biomagnification in invertebrate predators from laboratory and field experiments. *Environment. Pollution*. 159, 1831–1835.

Ruiz-Fernández, A.C., Rangel-García, M., Pérez-Bernal, L.H., López-Mendoza, P.G., Gracia, A., Schwing, P., Sanchez-Cabeza, J.A. 2019. Mercury in sediment cores from the southern Gulf of Mexico: Preindustrial levels and temporal enrichment trends. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110498.

Sánchez, A. 1994. Feeding habits of *Lutjanus apodus* (Osteichthyes: Lutjanidae) in Laguna de Términos, Southwest Gulf of Mexico. *Revista de Investigaciones Marinas*. 15: 125-134.

SAGARPA. 2017. *Campaña Sonda de Campeche 2017*. Gobierno de México. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/349555/INFORME_EN_EXTENSO_1.pdf

Schroeder, B.P., Thorhaug, A. 1980. Trace metal cycling in tropical-subtropical estuaries dominated by the seagrass *Thalassia testudinum*. *American Journal of Botany*. 67 (7): 1075-1088.

SEMARNAT. 2018. Programa de acción para la conservación de la especie en riesgo manatí (*Trichechus manatus manatus*). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

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

Singh, A., Sharma, A., K. Verma, R., L. Chopade, R., P. Pandit, P., Nagar, V., Choudhary, S.K., Awasthi, G., Awasthi, K.K., Sankhla, M. 2022. Heavy Metal Contamination of Water and Their Toxic Effect on Living Organisms. *The Toxicity of Environmental Pollutants*. Edited by Junqueira D.D & Palma D.O.

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(1), 107-112.

Solís, C., Martínez, A., Lavoisier, E. Martínez M. A., Isaac-Olive, K. 2008. Trace metal analysis in sea grasses from Mexican Caribbean Coast by particle induced X-ray emission (PIXE). *Revista Mexicana de Física*. S 54 (1) 50-53.

Solís-Weiss, V., Carreño, S. 1985. Estudio prospectivo de la fauna béntica asociada a las praderas de *Thalassia testudinum* en La Laguna de Términos, Campeche, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*. 201-216.

Soto-Jiménez, M.F., Hibdon, S.A., Rankin, C.W., Aggarwal J., Ruiz-Fernández. A.C., Paéz-Osuna, F., Flegal. A.R. 2006. Chronocling a century of lead pollution in Mexico: stable lead isotopic composition analyses of dated sediment cores. *Environ Sci Technol* 40:764–770.

Spiegel, H. 2002. Ace element accumulation in selected bioindicators exposed to emissions along the industrial facilities of Danube lowland. *Turk. J. Chem.* 26, 815–823.

Suheryanto, S., & Ismarti, I. 2018. Bio-concentration factors of copper (Cu) and lead (Pb) in seagrass and some fish from coast Batam, Riau Islands, Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series*, 1095, 012038. doi:10.1088/1742-6596/1095/1/012038

Suwandana, E., Kawamura, K., Soeyanto, E. 2011. Assessment of the Heavy Metals and Nutrients Status in the Seawater, Sediment and Seagrass in Banten Bay, Indonesia and Their Distributional Patterns. *Journal of Fisheries International*. 6 (1): 18-25.

Szefer, P., Ali, A.A., Ba-Haroon, A.A., Rajeh, A.A., Geldon, J., Nabrzyski, M. 1999. Distribution and relationships of selected trace metals in molluscs and associated sediments from the Gulf of Aden, Yemen. *Environmental Pollution*. 106: 299-314.

Thangaradjou, T., Nobi, E.P., Dilipan, E., Sivakumar, K., Susila, S. 2010. Heavy metals enrichment in seagrasses of Andaman Islands and its implication to the health of the coastal ecosystem. *Indian Journal of Marine Sciences*. 39 (1): 85-91.

Thursby, G.B., Harlin, M.M. 1982. Leaf-root interaction in the uptake of ammonia by *Zostera marina*. *Marine Biology*. 72: 109-112.

Tkalin, A.V., Presley, B.J., Boothe, P.N. 1996. Spatial and temporal variations of trace metals in bottom sediments of Peter the Great Bay, the Sea of Japan. *Environmental Pollution*. 92:73-78.

Tiller, 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: 473-493.

Toledo, A., Botello, A.V., Herzig, M., Páez, M., Bozada, L., Contreras, F., Cházaro, M., Báez, A., 1989. La contaminación en la región del río Coatzacoalcos. *Revista Ciencia y Desarrollo*. 15 (86): 27-46.

Toledo-Ocampo, A. 2005. Marco conceptual: caracterización ambiental del Golfo de México. 35p. In: Botello, A.V., Rendón-von Osten, J., Gold-Bouchot, G., Agraz-Hernández C. (Eds.) Golfo de México contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. 2da edición. *Universidad Autónoma de Campeche. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto Nacional de Ecología*. 696 p.

Tripathi, P., Singhal, A., Jha, P.K. 2022. Metal Transport and Its Impact on Coastal Ecosystem. In: Madhav, S., Nazneen, S., Singh, P. (eds) Coastal Ecosystems. Coastal Research Library, vol 38. Springer, Cham. pp 239–264

Turner, A., 1996. Trace-metal partitioning in estuaries: importance of salinity and particle concentration. *Marine Chemistry*. 54: 27-39.

U.S. EPA (Environment Protection Agency). 1994. Toxic substances and pesticides. *Action Agenda Oxford the Gulf of Mexico*. EPA 800-B-94-005. Office of Water. Stennis Space Center. MS.

US EPA. (Environment Protection Agency), 2022. Los retos de los estuarios. US EPA. <https://espanol.epa.gov/espanol/los-retos-de-los-estuarios>.

Valdez-Cruz, F. 2016. Metales traza en poblaciones de pastos marinos (*Thalassia testudinum*) en la costa de la Reserva de la Biosfera de los Petenes en el Golfo de México. Tesis de Maestría. Posgrado de Energía y Medio Ambiente. *Universidad Autónoma Metropolitana*. 97 p.

Vázquez-Botello, A., Villanueva-Fragoso, S., Rosales-Hóz, L. 2004. Distribución y contaminación por metales en el Golfo de México. 682-712 p. En: Diagnostico ambiental del Golfo de México. Compiladores: Caso M.I., Pisanty, E., Ezcurra, E. *SEMARNAT-INE*. 1047 p.

Vázquez, G.F., Sharma, V.K., Magallanes, U.R., Marmolejo, A.J. 1999. Heavy metals in coastal lagoon of the Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 38 (6): 479-485.

Valette-Silver, N. J. 1993. The Use of Sediment Cores to Reconstruct Historical Trends in Contamination of Estuarine and Coastal Sediments. *Estuaries*, 16(3), 577. doi:10.2307/1352796

Viarengo, A., 1985. Biochemical effects of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*. 16: 153-158.

Villanueva, S.F., Botello, A.V. 1992. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe mexicano: una revisión. *Revista Ambiental de Contaminación Ambiental*. 8 (1): 47-61.

Villanueva, S.F., Botello, A.V. 1998. Metal pollution in coastal areas of Mexico. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 157: 53-94.

Ward, T.J. 1989 The accumulation and effects of metals in seagrass habitats In *Biology of Seagrasses: A Treatise on the Biology of Seagrasses with Special Reference to the Australian Region*, eds. A. W. D. Larkum, A.J. McComb and S.A. Shepherd, pp. 797- 820. Elsevier, Amsterdam.

Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Williams, S. L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12377–12381.

Williams, T.M., Rees, J.G., Ferguson, A., Herd, R.A., Kairu, K.K., Yobe, A.C. 1997. Metals, petroleum hydrocarbons and organochlorines in inshore sediments and waters of Mombasa, Kenya. *Marine Pollution Bulletin*. 34: 570-575.

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.

Yáñez-Arancibia, A., Day, J.W. 1982. Ecological characterization of Terminos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the southern Gulf of Mexico. 431-440. In: Lasserre, P., Postma, H. (eds.). *Coastal Lagoons*. *Oceanológica*. 5: 462.

Yáñez-Correa, A. 1971. Procesos costeros y sedimentos recientes de la plataforma continental al sur de la Bahía de Campeche. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Geología*. 32 (2): 75-115.

Zanella, L. 2011. The Role of Sulfides in the Speciation of Nickel in Anoxic Sediments. Thesis. *Northwestern University*, 209p

Zwolsman, J.J.G., Van Eck, B.T.M., Van Der Weuden Ch. 1997. Geochemistry of dissolved trace metals (cadmium, copper, zinc) in the Scheldt Estuary, southwestern Netherlands: Impact of seasonal variability. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 61: 1635-1652.