



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN**

**Flujos y tendencias de la acumulación de metales pesados y
carbono orgánico en manglares de Puerto Morelos, Quintana Roo,
México.**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
(Química Acuática)**

PRESENTA:

MARÍA YOSAHANDY VÁZQUEZ MOLINA

TUTORA PRINCIPAL:

Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

COMITÉ TUTOR:

Dr. Federico Páez Osuna

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

Dra. Brigitta Ine van Tussenbroek

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Unidad Académica de Sistemas
Arrecifales, Q. Roo.

Dra. Ma. Luisa Machaín Castillo

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Ciudad de México

Dr. Francisco Flores Verdugo

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

Mazatlán, Sinaloa., octubre, 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Flujos y tendencias de la acumulación de metales pesados y carbono orgánico en manglares de Puerto Morelos, Quintana Roo, México.

T E S I S

Que para obtener el grado académico de:

**Maestra en Ciencias
(Química Acuática)**

Presenta:

Biol. María Yosahandy Vázquez Molina

TUTORA PRINCIPAL:

Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

COMITÉ TUTOR:

Dr. Federico Páez Osuna

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

Dra. Brigitta Ine van Tussenbroek

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Q. Roo.

Dra. Ma. Luisa Machaín Castillo

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Ciudad de México

Dr. Francisco Flores Verdugo

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

Mazatlán, Sinaloa., octubre, 2019

Este trabajo se realizó en el Laboratorio de Geoquímica isotópica y Geocronología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Unidad Académica Mazatlán) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), con el apoyo de los proyectos: CONACYT PDCAPN-2015-01-473 “Carbono azul en ambientes costeros de México”, CONACYT-SEMARNAT-2016-01-278634 “Observatorios costeros u registros ambientales de la acidificación de los mares mexicanos” y CONACYT PDCPN-2013-01-214349 “Impactos del cambio climático y global en zonas costeras de México”.

Nada es importante salvo lo que hacemos en el momento presente.

Lev Tolstoi

Dedicatoria

A mis padres Pablo Vázquez y Lourdes Molina por su esfuerzo y entrega, por apoyarme incondicionalmente en cada proyecto que me he propuesto, por ser modelos de los valores humanitarios más sublimes y auténticos que han guiado mi vida.

A mis hermanos Esteban y Fabrizio, por ser mis cómplices, mis amigos y apoyarme en momentos importantes de mi vida.

A la memoria de María del Carmen Arias[†], Aureliano Molina[†] y Cristina Esqueda[†] por estar presentes en cada momento y que a pesar de la distancia siempre tenían los mejores deseos, por su apoyo incondicional, amor y cariño.

Agradecimientos

Agradezco al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por las facilidades brindadas para concluir con éxito y gran orgullo mis estudios de maestría dentro de la Universidad Nacional Autónoma de México.

A los proyectos CONACYT PDCAPN 2015-473 “Carbono azul en ambientes costeros de México por el apoyo para el desarrollo de este trabajo.

A mi directora de tesis, Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández por darme la oportunidad de pertenecer a su equipo de trabajo, por todas sus enseñanzas, su asesoría, dedicación, amistad y sobre todo por su paciencia.

A los integrantes de mi comité tutorial, Dra. Brigitta Ine van Tussenbroek, Dra. Ma. Luisa Machaín Castillo, Dr. Federico Páez Osuna y Dr. Francisco Flores Verdugo, por trabajar junto a nosotros a través de la crítica constante y constructiva, por sus observaciones, asesorías, sugerencias, y comentarios que enriquecieron las bases de este trabajo, así como al Dr. Joan Albert Sánchez Cabeza por sus enseñanzas.

A la M. en C. Libia Hascibe Pérez Bernal por el apoyo en los análisis y enseñanzas de laboratorio para la realización de este trabajo.

Al Dr. Vladislav Carnero por el apoyo y enseñanzas durante la realización de este trabajo.

Agradezco al Dr. Joan Albert Sánchez Cabeza, a la Dra. Brigitta Ine van Tussenbroek y a M. Guadalupe Barba-Santos por el apoyo en la recolección de las muestras en campo.

Dentro del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología agradezco a Margarita Cordero, y al personal administrativo por su disposición y ayuda en la gestión administrativa.

Agradecimientos personales

A todas aquellas personas que han formado parte directa o indirectamente en la realización de este trabajo.

A lo miembros de mi familia en general por el apoyo que me han brindado y siempre tener palabras de aliento.

A Nuria Méndez, Mari "La comadre", Michel Hendrickx, Pepe Salgado, Samuel Gómez, Sergio Rendón, Tony Calderón, Carlos Green, personas que de una manera u otra, han sido claves en mi vida profesional, y que además siempre tuvieron palabras de aliento y con los cuales compartí buenos momentos.

A mis colegas y amigos: Hasci, Dona, Perla, Laura, Liliana, Lizzy, Sonia, Gio, Martin, José Carlos, gracias por toda la ayuda y retroalimentación académica, he aprendido mucho de ustedes, gracias por las horas de compañía, por siempre darse un tiempo para apoyarme, porque siempre tienen las mejores vibras, por volverse mis confidentes, por hacerme parte de su familia y sobre todo por tantas cosas vividas en este largo camino, gracias por ser amigos incondicionales, ¡los quiero!

A las "Chidlas" por el apoyo y los momentos divertidos y por hacer mi estadía en Mazatlán más amena.

A Leonor, Pedro, Ramón y Mario por unirse de forma muy especial a esta aventura y compartir buenos momentos.

A los miembros de la unidad académica de Mazatlán, con especial mención "al Jerry" porque de una u otra forma colaboraron para proporcionarme una agradable estadía en esta institución.

Índice

Resumen	1
1. Introducción.....	5
2. Marco teórico	7
2.1 Manglares	7
2.2 El estudio de núcleos sedimentarios	9
2.3 Fechado con el método de ^{210}Pb	10
2.4 Modelo de fechado flujo constante	10
2.5 Corroboración de modelos de edad derivados del método con ^{210}Pb	11
2.6 Metales pesados.....	12
2.7 Factor de enriquecimiento	13
2.8 Carbono orgánico	14
2.8.1 Carbono azul	15
2.9 Procedencia de la materia orgánica	16
2.9.1 Isótopos estables y proporción de C/N	16
3. Antecedentes.....	18
3.1 Geoquímica y fechado con ^{210}Pb	18
3.2 Carbono orgánico en sedimentos de México.....	20
4. Justificación	22
5. Objetivo	22
5.1 Objetivos particulares.....	22
6. Área de estudio.....	23
7. Métodos.....	24
7.1 Muestreo	24
7.2 Análisis de laboratorio	25
7.2.1 Cronología y tasas de acumulación másica y sedimentaria	25
7.2.2 Distribución del tamaño de grano.....	27
7.3 Composición elemental	27
7.4 Susceptibilidad magnética.....	27

7.5	Análisis de carbono y nitrógeno	28
7.6	Inventarios y flujos de carbono orgánico	28
7.7	Isótopos estables de C ($\delta^{13}\text{C}$) y N ($\delta^{15}\text{N}$)	29
7.8	Análisis estadístico.....	29
7.9	Control de calidad analítica	30
7.9.1	Precisión y exactitud.....	30
7.9.2	Cartas de control de calidad	32
8.	Resultados	36
8.1	Geocronología y tasas de acumulación	36
8.2	Tamaño de grano.....	41
8.3	Susceptibilidad magnética	42
8.4	Composición elemental	43
8.5	Factores de enriquecimiento.....	52
8.6	Evaluación de riesgo para la biota bentónica.....	52
8.7	Flujos de metales	53
8.8	Carbono orgánico e inorgánico	57
8.9	Proporción C/N	58
8.10	Isótopos estables $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$	59
8.11	Flujos de carbono	60
8.12	Inventarios de carbono.....	60
8.13	Análisis de factores.....	63
9.	Discusión.....	65
9.1	Radiocronología y tasas de acumulación	65
9.2	Tamaño de grano y procedencia de metales	67
9.3	Contaminación por metales pesados	68
9.3.1	Factores de enriquecimiento.....	68
9.3.2	Flujos de metales.....	71
9.4	Concentraciones, flujos e inventarios de carbono en los sedimentos.....	71
9.5	Fuentes de materia orgánica	72
9.6	Flujos de carbono orgánico	74

9.7 Inventarios de carbono.....	75
10. Conclusiones.....	76
11. Bibliografía.....	78

Índice de figuras

Figura 1. Especies de mangle presentes en México: a) Mangle Botoncillo (<i>Conocarpus erectus</i>), b) Mangle blanco (<i>Laguncularia racemosa</i>), c) Mangle negro (<i>Avicennia germinans</i>) y d) Mangle rojo (<i>Rhizophora mangle</i>).	8
Figura 2. Reacción fotosintética para la fijación del carbono para la producción primaria.	14
Figura 3. Localización de la zona de estudio y sitios de recolección de núcleos sedimentarios en los alrededores de Puerto Morelos, Q.Roo, México.	23
Figura 4. Muestreo y sub-muestreo de los núcleos sedimentarios extraídos en manglares de Puerto Morelos, Q. Roo y molienda de las muestras en mortero.	25
Figura 5. Gráficos de CCCA de MRC para elementos de origen marino IAEA-158 (Na, Br), PACS-2 (Cl).	33
Figura 6. Gráficos de CCCA de MRC para el análisis de Carbono y Nitrógeno LECO 502-309.	33
Figura 7. Gráficos de CCCA de MRC para elementos de origen terrígeno IAEA-158 (Al), PACS-2 (Ti), elementos redox-sensibles IAEA-158 (Fe), PACS-2 (Mn) y elementos potencialmente tóxicos IAEA-158 (Ni, Zn).....	34
Figura 8. Gráficos de CCCA de MRC para elementos potencialmente tóxicos IAEA-158 (Ag, Cd, Cr, Cu, V), PACS-2 (Pb).	35
Figura 9. Actividad de ²¹⁰ Pb respecto a la profundidad en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q.Roo, México.....	37
Figura 10. Actividad de ¹³⁷ Cs respecto a la profundidad en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q.Roo, México.....	37
Figura 11. . Distribución temporal de la tasa de acumulación másica (TAM g cm ⁻² año ⁻¹), tasas de acumulación sedimentaria (TAS cm año ⁻¹) en núcleos sedimentarios de áreas de manglar, Puerto Morelos, Q.Roo, México.....	38
Figura 12. Gráfico de caja y bigotes de los porcentajes de arenas, limos y arcillas en núcleos sedimentarios de áreas de manglar, Puerto Morelos, Q.Roo, México.....	41
Figura 13. Gráfico de caja y bigotes de susceptibilidad magnética (SM) en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q.Roo, México.	42
Figura 14. Gráficos de caja y bigotes de la concentración de Na, Br y Cl en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	44
Figura 15. Perfiles de concentración elemental, tamaño de grano, SM, proporción C:N, contenido de C _{org} y C _{inorg} , δ ¹³ C y δ ¹⁵ N de núcleos sedimentarios PCm (a), PMJB (b) y PMUH (c) en áreas de manglar en Puerto Morelos, Q.Roo, México.....	45
Figura 16. Gráficos de caja y bigotes de la concentración de Al, Fe, Mn, Ni, Ti y Zn en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.....	46

Figura 17. Gráficos de caja y bigotes de la concentración de Ag, Cd, Cr, Cu, Pb y V en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.....	47
Figura 18. Factores de enriquecimiento de los elementos analizados en los núcleos sedimentarios PCm (a), PMJB (b) y PMUH (c), de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	54
Figura 19. Flujos de metales pesados en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	55
Figura 20. Gráfico de caja y bigotes de la concentración de carbono orgánico (C_{org}) y carbono inorgánico (C_{inorg}) en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	57
Figura 21. Gráfico de caja y bigotes de la proporción C:N en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	58
Figura 22. Gráfico de caja y bigote de las concentraciones de isotopos $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.....	59
Figura 23. Flujos de carbono orgánico (C_{org}) en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	61
Figura 24. Inventarios de carbono a 60 cm de profundidad en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	62
Figura 25. Inventarios de carbono a cada 10 cm de profundidad en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	62
Figura 26. Análisis Factorial de variables geoquímicas en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo.....	63
Figura 27. Procedencia de materia orgánica, muestra la proporción C:N vs $\delta^{13}C$ en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.....	73

Índice de tablas

Tabla 1. Datos de recolección de los núcleos sedimentarios en ecosistemas de manglar de Puerto Morelos, Q. Roo, en junio de 2017.	24
Tabla 2. Precisión y exactitud de las técnicas utilizadas en el análisis de núcleos sedimentarios de zonas de manglar, Puerto Morelos, Q. Roo, México.	31
Tabla 3. Modelo de edad para el núcleo sedimentario PCm, Puerto Morelos Q. Roo.	39
Tabla 4. Modelo de edad para el núcleo sedimentario PMJB, Puerto Morelos Q. Roo.	40
Tabla 5. Modelo de edad para el núcleo sedimentario PMUH, Puerto Morelos Q. Roo.	40
Tabla 6. Resultados del análisis de varianza y pos-hoc (Tukey HSD, $gl=2$, $p<0.05$) de los porcentajes de arenas, limos y arcillas en núcleos sedimentarios en áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	42
Tabla 7. Resultados del análisis de varianza y prueba pos-hoc (Tukey HSD, $gl=2$, $p<0.05$) de las concentraciones de C_{org} , C_{inorg} y SM en núcleos sedimentarios en áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	43
Tabla 8. Concentración elemental en sedimentos del núcleo de manglar PCm, Puerto Morelos, Q. Roo, México.	48
Tabla 9. Concentración elemental en sedimentos del núcleo de manglar PMJB Puerto Morelos, Q. Roo, México.	49
Tabla 10. Concentración elemental en sedimentos del núcleo de manglar PMUH Puerto Morelos, Q. Roo, México.	50
Tabla 11. Resultados del análisis de varianza y post-hoc (Tukey HSD, $gl=2$, $p<0.05$) de las concentraciones elementales en núcleos sedimentarios en áreas de manglar, Puerto Morelos, Q. Roo, México.	51
Tabla 12. Intervalos mínimos y máximos de los factores de enriquecimiento de metales en sedimentos de manglar de Puerto Morelos, Q. Roo, México.	56
Tabla 13. Intervalos mínimos y máximos de los flujos de metales en sedimentos de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	56
Tabla 14. Resultados del análisis de factores para variables geoquímicas en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.	64
Tabla 15. Valores de TAM y TAS en sedimentos de manglares de México y otras partes del mundo.	66
Tabla 16. Concentración de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de manglar en México y otras partes del mundo.	70
Tabla 17. Concentración de carbono orgánico (% en peso seco) en sedimentos de manglar en México y otras partes del mundo.	74

Resumen

Los manglares son ecosistemas costeros clave, pues proveen servicios ambientales y funciones ecológicas críticas para los recursos terrestres y marinos (*e.g.*, la limpieza del agua, la provisión de recursos madereros, hábitat para varias especies en peligro de extinción, son zonas de reproducción y crianza para especies de importancia pesquera). Estos son sitios activos de intercambio de materiales (nutrientes y carbono) con ecosistemas adyacentes, tales como pastos marinos y arrecifes de coral y a su vez los manglares desempeñan un papel fundamental en la estabilización de los sedimentos ya que la detención de partículas evita la erosión de la costa. Finalmente, los manglares son una de las reservas más grandes de carbono de los trópicos ya que secuestran y almacenan grandes cantidades de carbono y cuando son perturbados, pasan de ser sumideros de carbono a ser emisores de gases de efecto invernadero, por lo que son de gran valor e interés ante la adaptación al cambio climático y las estrategias de mitigación. En zonas costeras los núcleos sedimentarios pueden ser utilizados como registros de cambios ambientales para la evaluación de los efectos del cambio global, incluyendo las tendencias de la contaminación y el impacto de los cambios del uso del suelo en el ciclo del carbono. El objetivo principal de este trabajo fue realizar la construcción histórica de los flujos de elementos potencialmente tóxicos y de carbono orgánico, a través del estudio de registros sedimentarios fechados por el método de ^{210}Pb (permite fechar sedimentos de hasta unos 100 años de antigüedad), recolectados en zonas de manglar en los alrededores de Puerto Morelos, zona caracterizada por el incremento de antropización constante. La metodología del trabajo incluyó la caracterización geoquímica de sedimentos en tres núcleos sedimentarios mediante el análisis de composición elemental por espectrometría de fluorescencia de rayos-X para evaluar cambios en el origen de los sedimentos: terrígenos (Al, Ti), marino (Br, Cl y Na) y elementos potencialmente tóxicos (Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn), así como la determinación de la distribución de tamaño de grano mediante el método de difracción laser para evaluar los cambios hidrodinámicos en los sitios de estudio y al análisis de las concentraciones de C_{org} mediante la técnica de combustión para evaluar los flujos e inventarios de carbono.

Las edades máximas de los sedimentos de los núcleos analizados fueron: 108 ± 6 años para PCm (1908 años), 101 ± 8 años para PMJB (1915 años) y 116 ± 4 años para PMUH (1901 años). Los sedimentos analizados en los tres núcleos fueron predominantemente limos. Los intervalos de concentración para los metales analizados fueron: Ag ($19\text{-}34 \mu\text{g g}^{-1}$), Cd ($10\text{-}19 \mu\text{g g}^{-1}$), Cr ($10\text{-}44 \mu\text{g g}^{-1}$), Cu ($19\text{-}25 \mu\text{g g}^{-1}$), Ni ($22\text{-}31 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb ($4\text{-}15 \mu\text{g g}^{-1}$), V ($3\text{-}29 \mu\text{g g}^{-1}$) y Zn ($7\text{-}37 \mu\text{g g}^{-1}$), para los elementos indicadores de terrígenos: Al (0.003 – 7.5), Ti (0.01-0.2 %), indicadores redox-sensibles: Fe (0.001-0.7 %), Mn ($13.8\text{-}324.4 \mu\text{g g}^{-1}$) y para los elementos indicadores de salinidad: Br ($240\text{-}2427 \mu\text{g g}^{-1}$), Cl (0.5-15 %), Na (3-17 %), los cuales en su mayoría el núcleo PMJB presentó las mayores diferencias significativas. La evaluación de los factores de enriquecimiento no demostró que las zonas del manglar se encuentran altamente contaminadas a consecuencias de las actividades antropogénicas, sin embargo hay que considerar que algunos metales como Cr, Cu, Ni (presentes en el sustrato geológico) pueden ser potencialmente tóxicos debido a los cambios en el uso de suelo.

Los intervalos de concentración de C_{org} en los tres núcleos analizados fueron de 0-42%, donde el núcleo del Jardín Botánico presentó las diferencias significativamente más bajas ($P < 0.05$). Los flujos de C_{org} mostraron un incremento a partir de 1900 hacia el presente y los valores obtenidos en este estudio son en general más altos que en comparación con los flujos calculados en estudios cercanos. Los inventarios de carbono obtenidos en este estudio fueron comparables con los inventarios calculados en áreas de manglar cercanas y a su vez se encuentran dentro del inventario global de carbono orgánico en sedimentos de manglar. Los manglares de Puerto Morelos pueden considerarse como un sumidero de carbono, que deben ser protegidos para preservar su potencial contribución a mitigar las emisiones de CO_2 y por ende al cambio climático.

Abstract

Mangroves are key coastal ecosystems, as they provide environmental services and critical ecological functions for land and marine resources (eg, water cleaning, provision of timber resources, habitat for several endangered species, they are breeding and breeding areas for species of fishing importance). These are active sites for exchanging materials (nutrients and carbon) with adjacent ecosystems, such as seagrasses and coral reefs, and in turn, mangroves play a fundamental role in the stabilization of sediments since particle arrest prevents erosion of the coast. Finally, mangroves are one of the largest carbon reserves in the tropics since they sequester and store large amounts of carbon and when disturbed, they go from being carbon sinks to being emitters of greenhouse gases, so they are great value and interest in adapting to climate change and mitigation strategies. In coastal areas, sedimentary cores can be used as records of environmental changes to evaluate the effects of global change, including pollution trends and the impact of land use changes on the carbon cycle. The main objective of this work was to carry out the historical construction of the flows of potentially toxic elements and of organic carbon, through the study of sedimentary records dated by the ^{210}Pb method (it allows dating sediments of up to 100 years old), collected in mangrove areas around Puerto Morelos, an area characterized by the increase in constant anthropization. The methodology included the geochemical characterization of sediments in three sedimentary cores through the analysis of elementary composition by X-ray fluorescence spectrometry to evaluate changes in the origin of the sediments: terrigenous (Al, Ti), marine (Br, Cl and Na) and potentially toxic elements (Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V and Zn), as well as the determination of grain size distribution by laser diffraction method to evaluate hydrodynamic changes at sites of study and analysis of C_{org} concentrations using the combustion technique to evaluate carbon flows and inventories.

The maximum ages of the sediments of the analyzed cores were: 108 ± 6 years for PCm (1908 years), 101 ± 8 years for PMJB (1915 years) and 116 ± 4 years for PMUH (1901 years). The sediments analyzed in the three cores were predominantly silt. The concentration ranges for the metals analyzed were: Ag (19-34 $\mu\text{g g}^{-1}$), Cd (10-19 $\mu\text{g g}^{-1}$),

Cr (10-44 $\mu\text{g g}^{-1}$), Cu (19-25 $\mu\text{g g}^{-1}$), Ni (22-31 $\mu\text{g g}^{-1}$), Pb (4-15 $\mu\text{g g}^{-1}$), V (3-29 $\mu\text{g g}^{-1}$) and Zn (7-37 $\mu\text{g g}^{-1}$), for the elements terrigen indicators: Al (0.003 - 7.5), Ti (0.01-0.2%), redox-sensitive indicators: Fe (0.001-0.7%), Mn (13.8-324.4 $\mu\text{g g}^{-1}$) and for salinity indicator elements: Br (240-2427 $\mu\text{g g}^{-1}$), Cl (0.5-15%), Na (3-17%), which mostly the PMJB core showed the greatest significant differences. The evaluation of the enrichment factors did not show that the mangrove areas are highly contaminated due to anthropogenic activities, however it is necessary to consider that some metals such as Cr, Cu, Ni (present in the geological substrate) can be potentially toxic due to changes in land use.

The contraction intervals of C_{org} in the three analyzed nuclei were 0-42%, where the core of the Botanical Garden presented the significantly lower differences ($P < 0.05$). C_{org} flows showed an increase from 1900 to the present and the values obtained in this study are generally higher than compared to the flows calculated in nearby studies. The carbon inventories obtained in this study were comparable with the inventories calculated in nearby mangrove areas and in turn are within the global inventory of organic carbon in mangrove sediments. The mangroves of Puerto Morelos can be considered as a carbon sink, which must be protected to preserve their potential contribution to mitigate CO_2 emissions and therefore to climate change.

1. Introducción

Las zonas costeras, interfase natural entre las cuencas terrestres y el medio marino, son recursos naturales de gran valor ambiental y económico. Estas zonas se encuentran sometidas a una enorme presión humana. Hoy en día los ecosistemas costeros están amenazados por los impactos del cambio global, incluyendo la pérdida de cobertura forestal, aumento de la erosión debido a los cambios de uso de suelo y la descarga de aguas residuales contaminadas de origen urbano e industrial. La explotación de los recursos costeros ha acarreado importantes efectos negativos incluyendo la destrucción de los ecosistemas costeros. Entre los ecosistemas costeros se encuentran los manglares, los cuales proveen valiosos servicios ecosistémicos: entre los que destacan la prevención de la erosión del litoral debido a la reducción del impacto de las olas y el movimiento del agua, así como la retención de sedimentos a través de la estructura de la vegetación y sus raíces (Tomlinson, 2016). Adicionalmente, estos ecosistemas tienen una muy alta producción primaria, base de cadenas tróficas terrestres y acuáticas. Además ayudan a mantener la calidad de las aguas al remover el exceso de nutrientes y sustancias contaminantes procedentes de las cuencas de drenaje, antes de que lleguen a la zona costera (Rey y Connelly, 2001). Debido a su capacidad de captura de sedimentos, los manglares también contribuyen a reducir la turbidez de las aguas costeras y son sumideros de carbono altamente eficientes (McLeod et al., 2011).

Ante la ausencia de monitoreo continuo del estado y evolución de la contaminación en la zona costera, el estudio de la columna sedimentaria puede permitir la reconstrucción histórica de los impactos al ambiente. Los sedimentos son el resultado de la acumulación de diversos tipos de materiales que pueden tener origen tanto de tipo biogénico generados *in situ*, como resultado del aporte continental. Los sedimentos de manglar, debido a su alto contenido de materia orgánica y de material arcilloso, pueden ser excelentes acumuladores de elementos naturales y de origen antropogénico, tales como los metales pesados o compuestos orgánicos persistentes (por ejemplo, hidrocarburos, poliaromáticos y plaguicidas), y si se encuentran inalterados estos registros se convierten en verdaderos archivos históricos. El primer requisito para poder comprender la

información que proporcionan los núcleos sedimentarios es el establecimiento de su marco temporal, a partir del cual es factible poner en un contexto temporal los eventos registrados en el núcleo, como reconstruir diversos aspectos del cambio global, por ejemplo, el incremento de la contaminación por metales pesados en el ambiente, los cambios en las tasas de acumulación sedimentaria, así como las variaciones en los flujos y la capacidad de preservación de carbono orgánico en los sedimentos (Sanchez-Cabeza et al., 2012).

El fechado con ^{210}Pb es útil en la obtención de cronologías y la determinación de tasas de acumulación sedimentaria en lagos, estuarios y ecosistemas marinos y costeros (Ivanovich, 1982). Esta técnica permite fechar sedimentos en una escala de tiempo de hasta 110 años, con lo cual es factible evaluar los cambios ambientales ocurridos a consecuencia del cambio global. Al usarlo junto con otros análisis químicos (*e.g.*, concentración de metales pesados) es posible reconstruir la historia de los efectos de las actividades antropogénicas en el ambiente (Krishnaswamy et al., 1971; Bruland et al., 1974; Robbins, 1978).

La presente investigación prevé el estudio de núcleos de sedimentos para determinar las variaciones de las tasas de acumulación sedimentaria, y de los flujos de contaminantes metálicos y de carbono orgánico en zonas de manglar en los alrededores de Puerto Morelos, Q. Roo.

2. Marco teórico

2.1 Manglares

Los manglares son asociaciones de árboles, arbustos y otras plantas ubicados en las costas tropicales y subtropicales. Son plantas halófilas facultativas que pueden crecer en diferentes salinidades, desde 0 hasta 70 ups (Maltby, 1991). La distribución de estos ecosistemas está generalmente restringida a la costa donde las mareas los inundan con frecuencia (Kauffman et al., 2013). Las especies de manglar poseen adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten ocupar hábitats bajo condiciones diversas, tales como suelos que van desde limosos hasta arenosos, inestables y con baja concentración de oxígeno, en ambientes salinos y estuarinos. Estas adaptaciones tan particulares incluyen el desarrollo de raíces adventicias, neumatóforos, viviparidad, glándulas secretoras de sal y miel, entre las más importantes (Maltby, 1991).

En México existen cuatro especies comunes de manglar (Fig. 1): el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*Avicennia germinans*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*) (Pennington y Sarukhán, 1968), así como *Rhizophora harrissoni*, una especie que solo ha sido registrada en las costas de Chiapas (Rico-Gray, 1981) y *Conocarpus erectus* var. *sericeus*, una variedad de botoncillo de la Península de Yucatán. El tamaño, forma, disposición, riqueza, y abundancia de las especies de manglar depende de las características del entorno que les rodea, tales como salinidad, viento, exposición al oleaje, temperatura, hidroperíodo, disponibilidad de agua dulce y grado de perturbación entre otras (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1983; Ocaña y Lot, 1996; Suman, 1994; Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999).

Los manglares son ecosistemas costeros clave, pues proveen servicios ambientales y funciones ecológicas críticas para el recurso terrestre y marino. Entre los servicios ambientales más relevantes están la protección frente a tormentas y tsunamis, la depuración de las aguas, la provisión de recursos madereros, la biodiversidad y hábitat para varias especies en peligro de extinción y la provisión de zonas de reproducción y

crianza para las especies de importancia pesquera, también tienen gran importancia por su estética, lo que los hace valiosos para el ecoturismo (Kauffman et al., 2013).

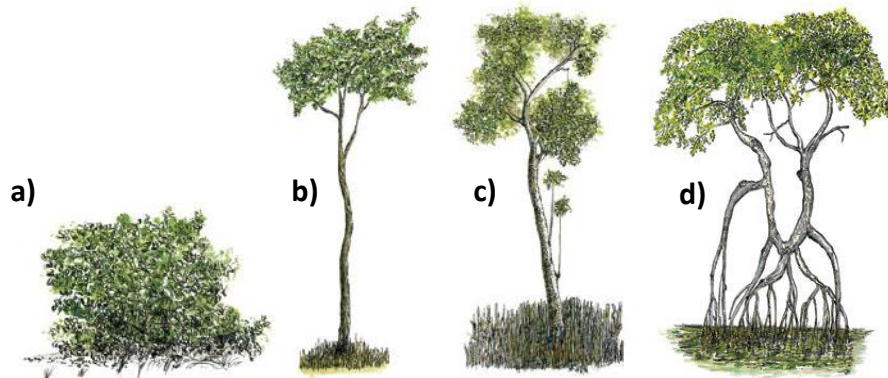


Figura 1. Especies de mangle presentes en México: a) Mangle Botoncillo (*Conocarpus erectus*), b) Mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), c) Mangle negro (*Avicennia germinans*) y d) Mangle rojo (*Rhizophora mangle*).

Los manglares son ecosistemas altamente productivos que intercambian materia orgánica en forma de detritus (carbono y otros nutrientes) entre el continente y el océano, por lo que se genera un ambiente complejo donde el agua dulce continental aporta los nutrientes y la materia orgánica que se mezcla con el agua salada, en proporciones variables. Estos nutrientes y materia orgánica se distribuyen a los ecosistemas adyacentes, tales como pastos marinos y arrecifes de coral (Valiela et al., 1978; Jaffé et al., 2001; McCallister et al., 2006).

A pesar de la variedad de bienes y servicios ofrecidos por ecosistemas de tipo marino y costero, la alta fragilidad de la dinámicas y conectividad que se establecen entre estos ecosistemas (*e.g.*, manglares, pastos y arrecifes), la combinación de procesos naturales (inundaciones, huracanes, etc.) y humanos (deforestación, agricultura y turismo) han conducido al deterioro de los ecosistemas costeros en las últimas décadas. A nivel mundial, se han perdido alrededor de 3.6 millones de hectáreas de manglares desde 1980, lo que equivale a una pérdida del 20 % del área total de 19.8 millones de hectáreas (FAO, 2015). México ha sido uno de los países que presenta mayores pérdidas (3.5 millones de hectáreas desde los años ochenta). Específicamente al norte del Caribe mexicano (en el

área de Q. Roo) se han perdido alrededor de 8 mil hectáreas (de un total de 129 mil hectáreas) de manglar en los pasados 34 años (CONABIO, 2017).

2.2 El estudio de núcleos sedimentarios

Los sedimentos son el resultado de la acumulación de fragmentos sólidos de material originado por el intemperismo de las rocas y suelos, por precipitación química o producidos por la biota (Segura et al., 2006). Los fragmentos sólidos son transportados por el aire, los ríos y la escorrentía hasta llegar a una cuenca de depósito tales como lagos, estuarios u océanos), lo cual propicia la formación de capas o estratos sobre la superficie de depósito (Rodríguez, 2010). Los sedimentos actúan como un almacén de restos biológicos, constituyentes químicos y contaminantes, generalmente obtenidos de la cuenca de drenaje por donde pasan las corrientes de agua (Manahan y Leyva, 2006). De esta forma, los sedimentos integran información acerca de los procesos de sedimentación y las condiciones ambientales que acontecían al momento de depositarse (Heubeck et al., 2010) por lo que se convierten en verdaderos archivos históricos de las tendencias de cambio global.

Los sedimentos de manglar tienen la capacidad de acumular metales en formas que son poco biodisponibles ya que, debido a su naturaleza hidrofóbica, se asocian fuertemente a las partículas del sedimento y son difíciles de remover. Estas propiedades químicas, junto con el pH, favorecen la condición reductora de los metales en los sedimentos y las altas concentraciones de sulfuros de muy baja solubilidad (Tam y Wong, 1996; Vane et al., 2009), lo que ha llevado a visualizar a los ecosistemas de manglar como sitios potenciales de saneamiento ambiental (Clough et al., 1983).

Ante la ausencia de monitoreo continuo del estado y evolución de la contaminación en la zona costera, el estudio de la columna sedimentaria puede permitir la reconstrucción histórica de los impactos al ambiente, a condición de que se cuente con un marco temporal confiable.

2.3 Fechado con el método de ^{210}Pb

^{210}Pb es un radionúclido natural, que tiene un periodo de semidesintegración de 22.23 ± 0.12 años (DDEP, 2013) y es integrante de la serie radiactiva del ^{238}U . ^{210}Pb se encuentra en los sedimentos como resultado de la desintegración radioactiva de ^{222}Rn ; una fracción de ^{210}Pb se produce *in situ* en los sedimentos (conocida como $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$) y otra fracción ($^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$) se forma en la atmósfera debido a la desintegración del gas ^{222}Rn , que emana de los suelos. El $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ precipita y llega a la columna de agua de los sistemas acuáticos, donde se adhiere a las partículas que precipitarán por acción de la lluvia o por depósito seco, y que sedimentarán en el fondo de lagos y mares, aunque también puede ser depositado en los suelos y arrastrado a los cuerpos acuáticos por escorrentía (Ruiz-Fernández et al., 2014).

El fechado con ^{210}Pb está basado en la acumulación de la fracción de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ la cual, una vez depositada sobre el sedimento, es cubierta por capas sucesivas depositadas posteriormente, y permanece en la columna sedimentaria sin más movilidad que la remoción del sedimento mismo; así como en la suposición de que el depósito de ^{210}Pb es constante y que, una vez depositado el sedimento, su actividad disminuye de acuerdo la ley de la desintegración radiactiva (Ivanovich, 1982) :

$$^{210}\text{Pb}_{(z)} = ^{210}\text{Pb}_{(0)} e^{-\lambda t}$$

donde $^{210}\text{Pb}_{(0)}$ es la actividad de ^{210}Pb en la capa superficial del sedimento, $^{210}\text{Pb}_{(z)}$ es la actividad a la profundidad z y λ es la constante de decaimiento ($0.03118 \pm 0.00017 \text{ años}^{-1}$). Al comparar la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en la superficie de un núcleo sedimentario con las concentraciones remanentes en los estratos subsecuentes, es posible establecer edades en cada estrato, mediante el uso de modelos de fechado.

2.4 Modelo de fechado flujo constante

En el modelo Flujo Constante (CF por sus siglas en inglés Constant Flux; Robbins, 1978) la hipótesis fundamental es que el flujo $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ sobre la superficie del sedimento se mantiene de manera constante a lo largo del registro y es independiente de las variaciones del flujo de partículas en enterramiento, en tanto que la concentración inicial

y la tasa de acumulación pueden ser variables, pero deben de ser inversamente proporcionales (Sanchez-Cabeza et al., 2000). El modelo CF permite fechar núcleos sedimentarios que presentan desviaciones del perfil exponencial de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ respecto a la profundidad másica (Goldberg, 1963; Appleby y Oldfieldz, 1983; Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012), bajo la suposición de que estas desviaciones son el resultado de cambios en las tasas de acumulación sedimentaria. El inventario total de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en un núcleo sedimentario es el balance entre el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y su desintegración radiactiva. Si el flujo de ^{210}Pb es contante, se establece un equilibrio entre la cantidad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ aportada y la que pierde por desintegración radiactiva, por lo que el inventario total del núcleo $I = A(0)$ es constante. Por lo tanto la ecuación se puede escribir como sigue:

$$A(i) = A(0) e^{-\lambda t}$$

donde $A(i)$ es el inventario por debajo de la capa i , $A(0)$ es el inventario total, λ es la constante de desintegración radioactiva (0.03118 ± 0.00017 años $^{-1}$) y t es el tiempo transcurrido desde que se formó la capa i .

2.5 Corroboración de modelos de edad derivados del método con ^{210}Pb

La radiocronología con ^{210}Pb necesita ser corroborada. Para la corroboración se utilizan marcadores estratigráficos como los radionúclidos artificiales ^{137}Cs y ^{239}Pu , que son productos de la detonación atmosférica de armas nucleares, por tanto el máximo valor de sus actividades en los perfiles sedimentarios debería de coincidir con el horizonte temporal de 1962 a 1964, que fue el periodo de mayor actividad de pruebas nucleares a nivel global. El ^{137}Cs es adsorbido y fijado rápidamente por las partículas en los sedimentos, especialmente en los minerales de arcilla y en particular la vermiculita (Staunton et al., 2002). Si existe correspondencia de los máximos de ^{137}Cs con las fechas derivadas del análisis de ^{210}Pb entonces queda comprobado que los demás parámetros calculados a través de la radiocronología con ^{210}Pb son confiables (Ruiz-Fernández et al., 2004).

2.6 Metales pesados

El término metal define a los elementos químicos que son buenos conductores eléctricos, con una alta conductividad térmica, alta densidad, maleabilidad y ductilidad (Duffus, 2002). El término de metal pesado hace referencia a los elementos químicos metálicos que tengan una alta densidad (superior a los 5 g/cm³) y sea tóxico en concentraciones muy bajas (Weast, 1983). Los metales pesados se encuentran generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos, que no pueden ser degradados o destruidos fácilmente de forma natural o biológica (Abollino et al., 2002).

La presencia de los metales pesados en los sedimentos puede deberse tanto a fuentes naturales como intemperismo y vulcanismo, como a las emisiones derivadas de actividades antrópicas, como son la minería, metalurgia, agricultura, producción de electricidad, descargas de desechos líquidos y sólidos (Duffus, 2002). Los sedimentos son uno de los principales reservorios de metales pesados, ya que algunos elementos tienen una fuerte afinidad a partículas sedimentarias y tienden a adherirse a los sedimentos finos de un sistema acuático, con lo que se crea así un registro de aquellos elementos que se encuentran en la columna de agua al momento de sedimentar. En este sentido, la determinación de metales en los sedimentos puede elucidar el origen de los contaminantes en el medio y de los impactos que estos pueden producir en los ecosistemas costeros (Sadiq, 1992). Sin embargo, la concentración de metales en los sedimentos no solo depende de las fuentes antrópicas y litogénicas sino también de las características del sedimento, contenido de materia orgánica, la composición mineralógica y el ambiente de depósito de los sedimentos (Presley et al., 1980).

El estudio de los registros sedimentarios requiere el uso de indicadores que permitan obtener información de los cambios ambientales ocurridos. Así, la composición geoquímica de los sedimentos puede ser muy útil para interpretar los cambios de procedencia o alteración de un sistema provocadas por procesos naturales o por causa antrópica (Ruiz-Fernández et al., 2011). El análisis de la composición elemental es útil para cuantificar los cambios en las concentraciones de los elementos presentes en los

sedimentos, que podrían aportar información acerca de alteración en el sistema provocada por procesos naturales (tormentas, huracanes, etc.), sobre su procedencia, sea terrígena (Al, Fe, Ti, Rb, Mn) o marina (Na, Br, Cl,). También aportan información acerca de posibles impactos de la contaminación antropogénica (Ag, As, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, V, Zn) (Salminen et al., 2005; Leri et al., 2010).

2.7 Factor de enriquecimiento

Para evaluar el nivel de contaminación por metales pesados en sedimentos se utiliza el factor de enriquecimiento (FE) que se calcula de la siguiente manera:

$$FE = \frac{(M/MR)}{(M_{bckg}/MR_{bckg})}$$

donde M representa la concentración del metal de interés y MR la concentración del metal de referencia, ambos en cada sección del núcleo sedimentario; mientras que M_{bckg} es la concentración de base del metal de interés y MR_{bckg} , es la concentración de base del metal de referencia (Glasby y Szefer, 1998).

Este método permite la comparación entre las concentraciones pre-antropogénicas y las concentraciones de las capas superiores, posiblemente contaminadas debido a actividades antropogénicas (Abraham y Parker, 2008). Los valores pre-antropogénicos de concentración de los metales se calculan a través del promedio de las concentraciones de metales de las capas más profundas de cada núcleo sedimentario (acumuladas hace más de 100 años, previo al desarrollo urbano e industrial de la zona de interés). El grado de contaminación de los sedimentos puede ser evaluado mediante la clasificación de Sutherland (2000), que considera las siguientes categorías:

FE<2 no contaminado o mínimamente contaminado

2<FE<5 moderadamente contaminado

5<FE≤20 Significativamente contaminado

20<FE≤40 Fuertemente contaminado

FE>40 Extremadamente contaminado

2.8 Carbono orgánico

La materia orgánica es generada por la fijación fotosintética del carbono a partir del CO₂ atmosférico (Fig. 2) que se lleva al cabo por organismos autótrofos (producción primaria). La biomasa generada principalmente es utilizada por los propios productores para la obtención de energía, para la construcción de sus estructuras y la transferencia de energía a niveles tróficos superiores (Berg et al., 2002). Sólo una pequeña cantidad de carbono producido por la fotosíntesis (<1.5% de la producción de C_{org} autóctono) se deposita en el sedimento (Rosell, 1999). El aporte de C_{org} a los sedimentos marinos y costeros también puede darse a partir de la contribución continental por descargas de aguas residuales y escorrentía (C_{org} alóctono) (Goni et al., 2005); adicionalmente los sedimentos incluyen una fracción viva o biota bentónica que participa en la descomposición y transformación de los residuos orgánicos que tienen como resultado final las reacciones que dan lugar a la disponibilidad o regeneración de nutrientes y los procesos diagénéticos en los sedimentos (Aguilera et al., 2000).

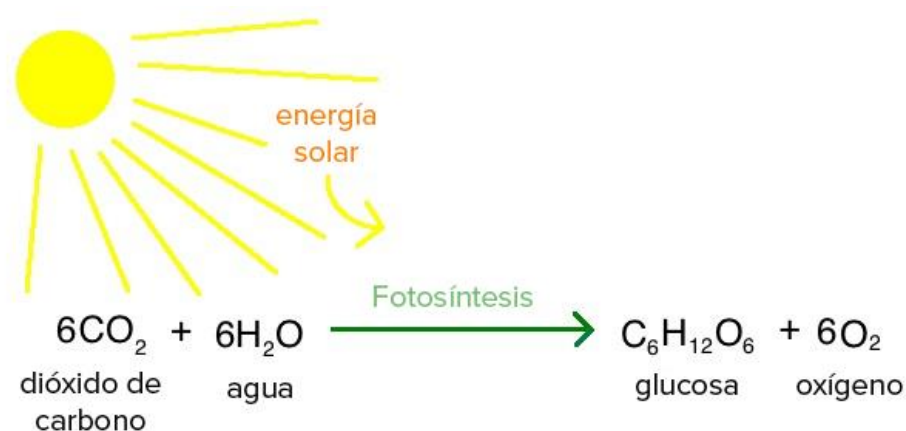


Figura 2. Reacción fotosintética para la fijación del carbono para la producción primaria.

Aunque toda la materia orgánica que llega a los sedimentos es susceptible al proceso de diagénesis, sólo una parte del material orgánico depositado es mineralizada a CO₂ o CH₄ por organismos heterótrofos, mientras que otra parte queda parcialmente enterrada. Por lo tanto, la concentración de carbono orgánico en los sedimentos disminuye con el paso del tiempo (Gudasz et al., 2010). La descomposición por organismos heterótrofos de la materia orgánica es mayor en las capas más superficiales (diagénesis óxica) de los

sedimentos, ya que es donde el intercambio de oxígeno atmosférico ocurre con mayor facilidad (Williams et al., 1994). Cuando el oxígeno disponible en el medio se ha agotado en las capas subsuperficiales la descomposición bacteriana continua a través del metabolismo anaeróbico, mediante el cual se utilizan otros compuestos químicos alternativos como aceptores de electrones, tales como los nitratos (nitrato-reducción), los óxidos de hierro y manganeso, los sulfatos (sulfato-reducción) y por último el dióxido de carbono (metanogénesis) presente en el sedimento (Chester, 1990; Lens et al., 2002).

La materia orgánica tiene una alta capacidad de adsorción de metales pesados debido al alto intercambio iónico, que hace que se constituya la mayor parte del complejo adsorbente a través de la formación de grupos funcionales (carboxílicos, alcohólicos, grupos amino, ente otros) que permite retener elementos contaminantes presentes en el sedimento (Alloway, 1995; Tyson, 1995; Burone et al., 2003). Debido a estas características, la materia orgánica contribuye al acarreo, transporte, depósito de metales y otros contaminantes, por lo que ayuda a la retención de los contaminantes presentes en la columna sedimentaria (Chester, 2009). Examinar la preservación del carbono orgánico en los sedimentos es indispensable debido a las implicaciones que esto tiene en el estudio de la contaminación y el cambio climático antropogénico (Xu et al., 2013).

2.8.1 Carbono azul

El Carbono Azul es el carbono almacenado en sistemas marinos tales como los manglares, marismas y praderas de pastos marinos, dentro del suelo, la biomasa viva sobre el suelo (hojas, ramas, tallos), la biomasa subterránea (raíces) y la biomasa no viva (hojarasca y madera muerta) (Mcleod et al., 2011). El carbono secuestrado en los sedimentos costeros puede preservarse por largos periodos de tiempo (de siglos a milenios) resultando en grandes reservas de carbono (Duarte et al., 2005). La importancia de los manglares ha sido resaltada en las últimas décadas debido a su papel como almacenes de carbono y por ser uno de los ecosistemas más eficientes en la captura de CO₂ (Donato et al., 2011). Entre los factores que determinan la capacidad de preservación de carbono secuestrado en los sedimentos se encuentran: (i) la composición de la materia orgánica (Westrich y Berner, 1984); (ii) la disponibilidad de oxígeno (Hartnett et al., 1998); (iii) el tamaño de grano del

sedimento (Mayer, 1994); y (iv) la tasa de sedimentación (Ruiz-Fernández et al., 2007a). Es importante conocer la capacidad de preservación de carbono en los sedimentos que tienen los ecosistemas marinos y costeros, ya que al degradarse, los sedimentos quedan expuestos a condiciones óxicas y debido a la oxidación de la materia orgánica se libera CO₂, por lo que estos ecosistemas pasan de ser sumideros a fuentes de emisión de CO₂ a la atmósfera, contribuyendo al calentamiento global (Howard et al., 2014).

Se considera que los ecosistemas de carbono azul son buenos candidatos para las iniciativas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA) en los países tropicales en desarrollo, para lo cual es indispensable contar con información confiable acerca de la magnitud de los inventarios de carbono en ecosistemas prioritarios, identificar cuáles son los factores que contribuyen a su preservación y cuál sería el valor potencial de su conservación (Alongi, 2012).

2.9 Procedencia de la materia orgánica

2.9.1 Isótopos estables y proporción de C/N

Una de las aplicaciones más comunes de los isótopos estables es su uso como marcadores ambientales de moléculas bióticas y abióticas, que permiten la reconstrucción de procesos ambientales (West et al., 2006). La mayoría de los procesos biológicos (p.ej. fotosíntesis y procesos de degradación bacteriana) producen una separación o fraccionamiento entre los isótopos ligeros y pesados, en donde los isótopos ligeros son utilizados de manera preferencial debido a que la energía requerida para romper los enlaces de las moléculas que los contiene es menor en comparación con la requerida por moléculas formadas por isótopos pesados (Urey, 1947).

En particular, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ son utilizados para identificar el origen de la materia orgánica ya que los valores isotópicos en las plantas varían en función de la vía de fotosíntesis C3 y C4, y sus valores son escasamente afectados por los procesos de diagénesis acuática y terrestre (Michener y Schell, 1994). En este contexto, las plantas terrestres que se caracterizan por tener vías fotosintéticas C3 muestran valores de $\delta^{13}\text{C}$ con un rango entre -30 y -21 ‰, mientras que las plantas fotosintéticas C4 tienen valores

típicos de $\delta^{13}\text{C}$ entre 17 y 9 ‰. El carbono orgánico particulado marino presenta valores típicos de $\delta^{13}\text{C}$ que van desde -24 a -18 ‰ (Meyers, 1994), y las algas de agua dulce en sistemas denominados por vegetación C3 tienden a presentar valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -30 y -25 ‰. De esta manera los cambios en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ pueden reflejar cambios en las fuentes de suministro de materia orgánica presente en el sedimento (Byrne et al., 2001; Bergamino et al., 2017) .

Los isótopos de nitrógeno se encuentran relacionados con la contaminación ambiental y las variaciones en los procesos biogeoquímico de la materia orgánica (Costanzo et al., 2005). Los isótopos de nitrógeno se usan comúnmente para identificar nitrógeno relacionado con actividades antropogénicas, principalmente el uso de fertilizantes y las descargas de aguas residuales; así como también para la determinación de la historia y origen de materia orgánica presente en los sedimentos. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el sedimento marino pueden variar de 3 a 12‰ (Wada y Hattori, 1990), de -3 a 3‰ en fertilizantes artificiales (Kreitler et al., 1978; Kreitler y Browning, 1983), de 10 a 20‰ en excrementos humanos y animales (Ruiz-Fernández et al., 2002; Cole et al., 2004), de 2 a 3.6 ‰ en sedimentos de manglar. El uso de intervalos de valores de $\delta^{15}\text{N}$ en sedimentos es generalmente valido al realizar reconstrucciones, pero podrían interpretarse de forma equivocada ya que $\delta^{15}\text{N}$ responde a un rango de factores biogeoquímicos y de degradación durante el depósito en los sedimentos. Para $\delta^{15}\text{N}$ estas respuestas son más rápidas que en otros indicadores geoquímicos. Principalmente los procesos de metabolismo bacteriano generan una sobre-posición y sobre-estimación de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y pueden interpretarse como consecuencia de una contribución de dos fuentes diferentes de materia orgánica (Freudenthal et al., 2001; Meyers y Bernasconi, 2005).

La relación C/N en los sedimentos varía fundamentalmente en función la procedencia de materia orgánica. La distinción entre materia orgánica marina (autóctona) y terrestre (alóctona) se origina de la ausencia de celulosa en las algas, y de su abundancia en las plantas vasculares. Convencionalmente, se ha establecido que los valores de C/N para los diferentes tipos de materia orgánica: materia orgánica del fitoplancton tiene valores entre

4-10 y las plantas superiores generalmente son valores superiores a 20 (Meyers, 1994; Tyson, 1995).

3. Antecedentes

3.1 Geoquímica y fechado con ^{210}Pb

La mayoría de los estudios realizados en sedimentos de manglar son relacionados con sedimentos superficiales, evaluando el nivel de contaminación por metales pesados de origen antrópico (Tam y Wong, 1995; Defew et al., 2005; Marchand et al., 2006; He et al., 2009; Fernández-Cadena et al., 2014; Zhan et al., 2014), así como las características geoquímicas que influyen en la disponibilidad, migración, acumulación y su enriquecimiento (Harbison, 1986; Essien et al., 2009; Usman et al., 2013; Abreu et al., 2016). En conjunto, estos estudios proporcionan importantes conocimientos sobre el riesgo ecotoxicológico y la acumulación de metales pesados en sedimentos recientes debido a actividades humanas (industria, minería, turismo, agricultura, entre otras). Sin embargo, pocos estudios se han enfocado en realizar evaluaciones retrospectivas (< 100 años) de la contaminación, así como de la acumulación de C_{org} en sedimentos de manglar.

Marques y colaboradores (2006) estudiaron marcadores cronoestratigráficos en un núcleo sedimentario de manglar, fechado con ^{210}Pb , recolectado en Bahía de Septiba, Brasil, para evaluar los cambios en la tasa de sedimentación y la contaminación por metales pesados, principalmente Cd y Zn, debido al desarrollo industrial de plantas de tratamiento en la zona de estudio. Los autores reportaron un incremento reciente en la tasa de sedimentación y en las concentraciones de Cd y Zn hasta 26 veces más elevadas que los valores pre-industriales. El modelo de edad desarrollado para el núcleo sedimentario mostró que la contaminación de Cd inició a partir de 1902 y la de Zn a partir de 1884. No encontraron coincidencia con la historia de industrialización en el área (entre los años 1960-1970), lo cual atribuyeron a la perturbación del núcleo sedimentario debido a cambios en las condiciones de sedimentación y bioturbación.

Banerjee, et al. (2012) estimaron las tasas de sedimentación y evaluaron la fuente y distribución de metales contaminantes (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) en núcleos sedimentarios de manglar en la costa noreste de la India (manglar de Sundarbans). Los sedimentos presentaron una mayor tasa de sedimentación y concentraciones muy elevadas de Cd, Co, Cu y Pb en las capas más superficiales (0-10 cm), lo cual atribuyeron al aumento de erosión de suelos debido a la urbanización, desarrollo industrial y minería en las zonas cercanas al manglar.

Conrad et al. (2017) evaluaron la contaminación por fuentes antrópicas principalmente por metales pesados (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) en un núcleo sedimentario en zonas de manglar, fechado con ^{210}Pb , en la región Paranaguá en Brasil. Los autores resaltan un aumento importante en las concentraciones de los metales analizados después de 1950, principalmente de Pb y Cu, que relacionaron con el uso de combustibles fósiles en la zona, así como también el uso de fungicidas agrícolas, el cual comenzó a partir del año 1958. Los autores concluyeron que las concentraciones de Cd, Ni y Zn en los sedimentos no presentaron riesgos y las concentraciones de Pb y Cu están muy cerca de exceder los límites permisibles. La contaminación en el área se asoció fuertemente con el cultivo agrícola alrededor de los manglares y el cambio de uso de suelo para vivienda.

Ruiz-Fernández et al. (2017) evaluaron la estructura de los bosques de manglar, así como las características geoquímicas y texturales del sedimento en 15 sitios de muestreo a lo largo de la desembocadura del río San Pedro, en el Sistema Marismas Nacionales (Nayarit, México). Los autores concluyeron que, a pesar del impacto antrópico reportado en la zona de estudio a lo largo de las últimas cuatro décadas, no hubieron cambios temporales importantes en la distribución del tamaño del grano de sedimentos, composición elemental o tasas de acumulación sedimentaria en la mayoría de los núcleos analizados.

Breithaupt et al. (2012) realizaron una extensa revisión bibliográfica, con el objetivo de recalcular la tasa de enterramiento de C_{org} a escala centenaria, a nivel global, en núcleos sedimentarios de bosques de manglar, fechados con ^{210}Pb o ^{137}Cs . Esta revisión incluye datos de manglares en México (en la laguna de Términos y la Laguna Celestún), así como

de Australia, Brasil, Colombia, China, Estados Unidos, Indonesia, Japón, Malasia, Tailandia y Vietnam. Los autores concluyeron que las tasas de enterramiento de carbono orgánico derivadas de mediciones a nivel local presentaron una media de $163 \pm 40 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, y que esta media equivale entre 8 y 15 % ($26.2 \pm 6.3 \text{ Tg año}^{-1}$) del carbono secuestrado en sedimentos a nivel mundial en ecosistemas marinos y costeros, siendo los manglares los principales almacenes de C_{org}

3.2 Carbono orgánico en sedimentos de México

Gonnea y colaboradores (2004) estimaron los flujos de carbono orgánico en sedimentos de manglar y de pastizales marinos de la laguna Celestún ($55\text{-}70 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y $40 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, respectivamente). Estos autores también evaluaron los flujos de pastizales marinos de la laguna de Términos ($33 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y de manglares de la laguna Chelem ($67\text{-}104 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en la Península de Yucatán. Los autores reportaron una disminución en las tasas de enterramiento de C_{org} , en las tres lagunas. Concluyeron que el aporte de materia orgánica de los manglares a los pastizales marinos disminuyó (principalmente en las lagunas Chelem y Términos), probablemente debido a fluctuaciones climáticas o a perturbaciones antropogénicas que impactan negativamente el ecosistema del manglar. Adame y colaboradores (2013) analizaron los inventarios de carbono azul en manglares y marismas de la biosfera Sian Ka'an en Yucatán, y concluyeron que los mayores inventarios de carbono azul se encontraban en los sedimentos de los manglares ($286\text{-}577 \text{ Mg ha}^{-1}$) y los menores, en los sedimentos de las marismas ($95\text{-}238 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Gutiérrez-Mendoza y Herrera-Silveira (2015) analizaron las concentraciones de carbono azul almacenado en núcleos sedimentarios en ecosistemas de manglar Celestún, Progreso, Dzilam de Bravo en el Estado de Yucatán; y en Nitchupté, Puerto Morelos, El Playón, El Paraíso (en Sian Ka'an) y Mahahual en el Estado de Quintana Roo. Determinaron que los inventarios de carbono azul de los sedimentos oscilaron entre 82 y $477.70 \text{ Mg ha}^{-1}$, lo cual representa entre el 90% y el 94% del carbono almacenado en el ecosistema de manglar.

Kauffman y colaboradores (2015) realizaron un estudio a lo largo de los Pantanos de Centla, (estados de Tabasco y Campeche, México), con el objetivo de evaluar las reservas

de carbono en manglares y las pérdidas de CO₂ que se dan cuando el manglar es convertido a pastizales para ganado. Los autores determinaron que el promedio de almacenamiento de C_{org} en manglares fue de 1358 Mg ha⁻¹ y en los pastizales de 458 Mg ha⁻¹, mientras que el promedio de emisiones de CO₂ cuando el manglar es convertido a pastizal es de 1052 Mg CO₂ ha⁻¹. La mayoría de la pérdida de carbono se produjo por el agotamiento de las reservas de carbono del suelo, debido a que en bosques de manglar las capas superficiales suelen ser más productivas y las primeras que se perturban durante el cambio del uso de suelo. A partir de estos estudios, queda claro que la conversión de los manglares a otros usos de suelo tiene un costo elevado en términos de emisiones de gases de efecto invernadero y pérdidas en otros servicios ecológicos importantes del ecosistema.

Ruiz-Fernández y colaboradores (2018) realizaron un estudio en núcleos sedimentarios en marismas tropicales (tres sitios en México y uno en el Salvador) para conocer la capacidad de captura de C_{org} a largo plazo. Los intervalos que obtuvieron para las tasas de enterramiento en ecosistemas de marismas fue de 2.8 ± 0.9 a 378 ± 33.8 gm⁻² año⁻¹, y el intervalo para los stocks de carbono en ecosistemas de marisma fue de 29.9 ± 0.4 a 464.8 ± 6.5 Mg ha⁻¹. Los autores concluyeron que las marismas son áreas de alta acumulación de C_{org} y que la degradación de C_{org} en estos ecosistemas es mínima, por lo que estos ecosistemas se deben proteger ya que tienen capacidad de mitigar los efectos del calentamiento global.

4. Justificación

El desarrollo del turismo en Quintana Roo ha impulsado el crecimiento de la población humana en el estado. Este crecimiento urbano acelerado ha dado lugar a problemas como la creación de zonas habitacionales o espacios laborales irregulares y como consecuencia, a la descarga de aguas residuales y desechos sin tratar a los sistemas circundantes (SECTUR, 2013). Esta investigación pretende reconstruir las variaciones temporales en los flujos de metales pesados y de carbono orgánico, en zonas de manglar en los alrededores de Puerto Morelos, mediante el estudio de núcleos sedimentarios fechados con el método de ^{210}Pb , y evaluar su relación con las actividades antropogénicas en la zona. Este estudio contribuye al conocimiento de los impactos del Cambio Global en la zona costera de México, y la información generada puede ser útil para el desarrollo de propuestas de manejo de fuentes de contaminación, de medidas de mitigación de los impactos de cambio global y de manejo sustentable de las zonas afectadas.

5. Objetivo

Reconstruir la historia de la acumulación por metales pesados (Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn) y carbono orgánico en registros sedimentarios fechados por el método de ^{210}Pb de zonas de manglares en Puerto Morelos, Quintana Roo, México.

5.1 Objetivos particulares

- Determinar las variaciones en las tasas anuales de acumulación sedimentaria (cm-año^{-1}) en sedimentos de núcleos de manglar recolectados en Puerto Morelos, Q. Roo, México.
- Evaluar los cambios en características texturales y geoquímicas (tamaño de grano, susceptibilidad magnética, C_{org} y C_{inorg}) y la composición elemental para evaluar cambios en la procedencia de los sedimentos (sedimentos terrígenos o marinos).
- Determinar la variación espacial y temporal de las concentraciones y flujos de metales contaminantes y carbono orgánico en los sedimentos de núcleos de manglar.

6. Área de estudio

Puerto Morelos se localiza en el corredor turístico “Riviera Maya”, al norte del estado de Quintana Roo, a 36 kilómetros al sur de Cancún (INEGI, 2010) (Fig. 3). El clima en la región es sub-húmedo con una temperatura promedio de 29.7°C a 24.7°C, con un mínimo en invierno de 13°C y un máximo en el verano de 35.5°C; la precipitación anual promedio es de 1320 mm (INEGI, 2016). La zona costera en Puerto Morelos se caracteriza por presentar un relieve muy escaso, ausencia de ríos superficiales y por suelos constituidos principalmente por piedra caliza. La vegetación del puerto está compuesta por manglar, selva baja caducifolia y selva mediana subperennifolia. A lo largo de los bordes de las lagunas estuarinas existe *Rhizophora mangle*, aunque predomina una diversa vegetación de humedales (Rzedowski, 1978).

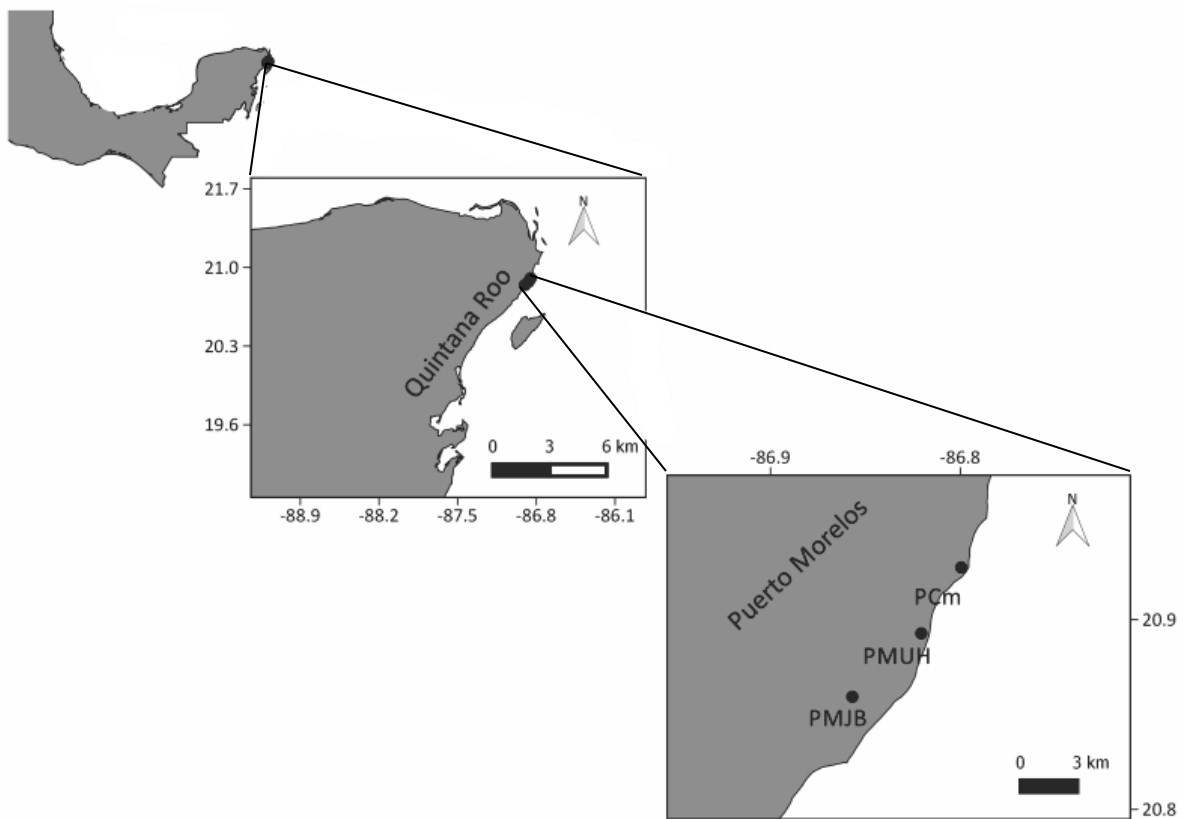


Figura 3. Localización de la zona de estudio y sitios de recolección de núcleos sedimentarios en los alrededores de Puerto Morelos, Q.Roo, México.

Puerto Morelos es el principal puerto de carga de Quintana Roo. La región basa su desarrollo en el turismo; cuenta con playas de alto valor paisajístico, la segunda barrera arrecifal más grande del mundo y alrededor de 100 sitios arqueológicos. La zona de

manglares en Puerto Morelos se encuentra influenciada en gran medida por las actividades turísticas. En la década de 1970 el Fondo Nacional del Turismo (FONATUR) dio marcha a la creación de Cancún y con la promoción del turismo, Puerto Morelos inició una fase de crecimiento poblacional y económico, que incluyó la construcción de infraestructura turística y urbana, que ha provocado la deforestación parcial de la zona de manglar y las descargas de aguas residuales sin tratar a la barrera arrecifal, cuyos contaminantes son acarreados a cenotes y manglares (CONANP, 2008).

7. Métodos

7.1 Muestreo

En junio de 2017 se recolectaron manualmente tres núcleos sedimentarios, mediante tubos de PVC (10 cm de diámetro interno, 1 m de largo) en áreas de manglar ubicadas en una zona rodeada de infraestructura hotelera (Punta Caracol), en una zona urbanizada (Unidad Habitacional) y en un área protegida (Jardín Botánico) (Tabla 1).

Tabla 1. Datos de recolección de los núcleos sedimentarios en ecosistemas de manglar de Puerto Morelos, Q. Roo, en junio de 2017.

Clave del núcleo	Coordenadas	Profundidad (cm)
PCm (Punta Caracol)	20°54'17.2" N 86°50'58.4" W	61.5
PMJB (Jardín Botánico)	20°50'36.3" N 86°54'04.3" W	62.0
PMUH (Unidad Habitacional)	20°52'24.5" N 86°52'06.5" W	66.5

Los núcleos se extrudieron y cortaron a intervalos de 1 cm de espesor con un cuchillo de cerámica (Fig. 4). Las muestras se pesaron, se congelaron, liofilizaron (liofilizadora Labconco mod.7754042) y se registró el peso seco. La muestra seca se tamizó (luz de malla de 1 mm) para separar fragmentos de concha, hojarasca y raíces; y el remanente se molió en morteros de porcelana (excepto la fracción para el análisis de tamaño de grano).



Figura 4. Muestreo y sub-muestreo de los núcleos sedimentarios extraídos en manglares de Puerto Morelos, Q. Roo y molienda de las muestras en mortero.

7.2 Análisis de laboratorio

7.2.1 Cronología y tasas de acumulación másica y sedimentaria

La actividad total de ^{210}Pb ($^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$) en las muestras de sedimento se determinó mediante espectrometría alfa (detectores alfa EGG Ortec TM modelo 5764), a través de la actividad de su descendiente radioactivo ^{210}Po , bajo la suposición de equilibrio secular entre ambos radionúclidos (Attix, 1986). Se pesaron 0.5 gramos de sedimento seco y molido en un recipiente de teflón con cerradura hermética y se le agregaron 40 μL de ^{209}Pb como trazador de eficiencia de recuperación. La muestra se sometió a digestión en una mezcla de ácidos concentrados (HNO_3 , HCl y HF), sobre una pancha de calentamiento a 150°C durante 12-15 horas (Loring y Rantala, 1992). Una vez digerida la muestra se dejó enfriar, se destapó el recipiente, la solución condensada en la tapa se enjuagó con HCl concentrado y se agregó al contenido inicial. El digerido se dejó evaporar totalmente para eliminar el HNO_3 a una temperatura controlada de 80°C para evitar la evaporación de isótopos de polonio. El residuo se disolvió en HCl concentrado y se volvió a evaporar hasta la sequedad; este proceso se repitió 3 veces para asegurar que todo el HNO_3 en la muestra sea removido. La muestra se re suspendió con HCl 0.5 N, se transfirió a un tubo de centrífuga, mediante enjuagues sucesivos y se llevó a un volumen de 40 ml con HCl 0.5 N. La muestra se centrífugo por 10 minutos, y el sobrenadante se colocó en un vaso de precipitados. Se añadieron nuevamente 10 ml de HCl 0.5 N al residuo en el tubo de

centrífuga, se volvió a centrifugar por 10 minutos y el sobrenadante se adicionó al vaso de precipitados.

Se agregó ácido ascórbico para reducir el Fe presente en la solución (de Fe^{+3} a Fe^{+2}) que pudiera interferir con el depósito espontáneo de los isótopos de polonio sobre la superficie pulida de un disco de plata. El disco de plata se colocó al fondo del vaso de precipitado con la cara pulida hacia arriba, el vaso se dejó en agitación constante durante 15 horas en un agitador orbital a temperatura ambiente. El disco extraído de la solución, se enjuagó repetidamente con agua desionizada, luego con metanol y se dejó secar al aire. Cuando el disco estuvo seco, se introdujo el detector alfa para medir su actividad y se esperó a que se acumularan 1000 cuentas en ambos isótopos (para alcanzar una incertidumbre $\leq 5\%$) para ambos isótopos de polonio. Para el control de calidad se utilizó un material de referencia certificado IAEA-300 (Radionúclidos en sedimentos del mar Báltico).

Las actividades de ^{137}Cs y de $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ se determinaron por espectrometría gamma. $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ se determinó a través del análisis de ^{226}Ra mediante la suposición de equilibrio secular entre ambos radionúclidos, para lo cual se colocaron 4 mL de sedimento seco y molido en tubos de polietileno (5.6 cm de largo y 1.1 cm de diámetro interno) que se sellaron con tapón de goma y cinta teflón. Se dejaron transcurrir 21 días para permitir el equilibrio radioactivo entre ^{222}Rn y el descendiente radioactivo ^{214}Pb , a través del cual se estimó la actividad de ^{226}Ra . La medida se realiza durante 2-3 días con un detector de Ge hiperpuro con configuración de pozo (ORTEC GWL-120-15-S). Para evaluar la calidad de la medición se usaron los materiales IAEA-313 (sedimento de río), IAEA-385 (sedimento de Mar de Irlanda) e IAEA-384 (sedimento de Fangataufa). La edad de los sedimentos, así como las tasas de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) y sedimentaria (TAS, cm a^{-1}) se estimaron mediante el modelo de flujo constante de acuerdo a la metodología descrita por Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012.

7.2.2 Distribución del tamaño de grano

La determinación de los porcentajes de las fracciones de arena ($62.5 \mu\text{m}$ - $2 \mu\text{m}$), limo ($4 \mu\text{m}$ - $62.5 \mu\text{m}$) y arcillas ($< 4 \mu\text{m}$) (Wentworth, 1992) se realizó mediante el método de difracción laser en un equipo Malvern™ modelo Mastersizer 2000. Alícuotas de sedimento seco ($\sim 0.25 \text{ g}$) se colocaron en vasos de precipitados de 250 mL, se les añadieron 20 mL de H_2O_2 al 30% y se colocaron sobre una plancha de calentamiento a $60 \pm 5^\circ\text{C}$, para eliminar la materia orgánica presente en los sedimentos. Antes de que las muestras se secan se les agregó agua destilada y se evaporó de nuevo a la misma temperatura. Este paso se realizó dos veces para eliminar los residuos de H_2O_2 . A las muestras se les agregó 20 mL de agua desionizada y se colocaron en un baño sónico durante 5 min antes de ser analizada. El control de calidad de los análisis se verificó mediante el uso del material de referencia certificado Malver QAS3002 (Glass Beads typical RI 1.52, 15 a $150 \mu\text{m}$).

7.3 Composición elemental

La composición elemental de los sedimentos (Al, As, Br, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Na, Ni, Pb, Rb, Ti, V y Zn) se analizó por espectrometría de fluorescencia de rayos X (XRF, por su siglas en inglés), para lo cual se colocaron 4 g de sedimento molido en una celda de polietileno de baja densidad, con fondo envuelto con una película de Prolene™, que fueron analizadas en un sistema Spectro™ Xepos-3. Para determinar la exactitud y precisión de las mediciones se utilizaron los materiales de referencia certificados (MRC) IAEA-158 sedimento marino y PACS-2.

7.4 Susceptibilidad magnética

La susceptibilidad magnética (SM) es una medida de la cantidad de material magnetizable que compone una muestra, que se relaciona directamente con la cantidad de materiales ferromagnéticos (*e.g.*, magnetita, hematita, geothita, pirrotita) en una muestra. La variación de la SM en los sedimento permite hacer inferencias acerca de los cambios potenciales en las fuentes de los sedimentos (Thompson et al., 1980; St-Onge et al., 2007). Para el análisis de susceptibilidad magnética se utilizó una alícuota de $\sim 1.5 \text{ g}$ de sedimento molido que se colocó en un tubo de polietileno ($L= 33 \text{ mm}$; $\Phi = 8 \text{ mm}$ máximo),

el cual se colocó en un medidor Bartington™ MS2 acoplado a un sensor de frecuencia simple MSGU durante 3 minutos. Este procedimiento se utilizó para la medición de los blancos y el material de referencia certificado Bartington-G039 (n=6).

7.5 Análisis de carbono y nitrógeno

Las concentraciones de carbono total (CT), nitrógeno total (NT), y las fracciones orgánicas de carbono (C_{org}) y nitrógeno (N_{org}) fueron medidas mediante la técnica de combustión (Nelson y Sommers, 1996) utilizando un analizador elemental (AE) Vario Micro Cube de Elementar. Para determinar el contenido de CT se pesó aproximadamente 10 mg de sedimento liofilizado, molido y seco en capsulas de estaño; en tanto que para el análisis de C_{org} se tomaron alícuotas de sedimento seco de 0.3 g, se les añadieron 5 mL de HCL 1M para eliminar los carbonatos presentes en la muestra, se enjuagaron con agua MiliQ, se centrifugaron y se liofilizaron. Alícuotas de 10 mg de sedimento descarbonatado se colocaron en cápsulas de estaño para su análisis. El contenido de C_{inorg} se determinó mediante la diferencia de los valores obtenidos para carbono total y carbono orgánico.

Con los valores de C y N orgánico se calculó la relación molar C/N:

$$C/N = \frac{C/12}{N/14}$$

7.6 Inventarios y flujos de carbono orgánico

Para obtener el inventario de carbono orgánico en la columna sedimentaria (carbono orgánico almacenado por unidad de área) se utilizó la metodología descrita por Howard (2014), en la cual se utiliza la sumatoria del producto de la densidad seca aparente, la concentración de C_{org} y el espesor de cada sección de los núcleos. Los flujos de carbono orgánico (C_{org}) se determinaron a partir del producto de la concentración de carbono (C_{org}) y la tasa de acumulación másica (TAM, $g\ cm^{-2}año^{-1}$) derivada del fechado con ^{210}Pb ($mg\ C_{org}\ cm^{-2}\ año^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2011; Alcocer et al., 2014)

7.7 Isótopos estables de C ($\delta^{13}\text{C}$) y N ($\delta^{15}\text{N}$)

Para el análisis de los isótopos estables de C y N, 0.3 g de sedimento seco fueron tratados previamente con HCl 1M para eliminar los carbonatos presentes en la muestra, se enjuagaron con agua MiliQ, se centrifugaron y se liofilizaron. Se tomaron alícuotas de ~10 mg de sedimento seco que fueron pesadas en cápsulas de estaño con una balanza analítica Mettler Toledo Modelo XPR2U Ultra-Micro Balance (Max. 2.1 g, d=0.0001 mg); las cápsulas se colocaron en el carrusel de un analizador elemental acoplado a un espectrómetro de masas (Elemental Combustion System Analyser, Costech 4010; Isotope Raddio MS, Finningar Delta V Plus). Para determinar la exactitud de las mediciones se utilizaron materiales de referencia primarios de cafeína (1.00 $\delta^{15}\text{N}$ y -27.77 $\delta^{13}\text{C}$, NIST), glutamina (-4.52 $\delta^{15}\text{N}$ y -26.39 $\delta^{13}\text{C}$, NIST) y materiales de referencia secundarios de manglar (-31.00 $\delta^{13}\text{C}$, CICIMAR) y marlín (14.70 $\delta^{15}\text{N}$ y -16.40 $\delta^{13}\text{C}$, CICIMAR).

7.8 Análisis estadístico

Se utilizaron técnicas de estadística básica (ANOVA y correlación) y estadística multivariada (análisis de factores) para el análisis de las variables, mediante el uso del programa de libre acceso R-Studio.

El análisis de varianza (ANOVA) es un método matemático creado para probar la hipótesis de que las medias aritméticas de más de 2 grupos son iguales, si el valor de p es mayor que el nivel de significancia (0.05) se concluye que al menos una media es diferente. Para demostrar los grupos que presentan diferencias se utiliza una prueba de Tukey que muestra la diferencia entre las medias de los tratamientos creado intervalos de confianza para todas las diferencias en parejas (Miller y Miller, 2002). Se utilizaron para evaluar las similitudes entre los valores de las variables geoquímicas observadas en los tres núcleos sedimentarios objeto de estudio.

El análisis de correlación (r) es una medida que describe la fuerza de la relación entre dos variables (Kenney y Keeping, 1951). El análisis de correlación limita las asociaciones a un rango de -1 a 1 que indican la dirección e intensidad de relación entre las variables, donde $r > 0$ indica una relación positiva, $r < 0$ indica una relación negativa y $r=0$ indica que no hay

relación. Con el fin de encontrar el tipo de relación y la intensidad de la correlación entre las variables analizadas se realizó del análisis de correlación para las variables geoquímicas medidas en los tres núcleos sedimentarios.

El análisis de factores un método de análisis multivariado que permite sinterizar información y reducir el número de variables en la base de datos, al agruparlas en factores con bases a su correlación (Kenne y Keeping, 1951). Cada factor puede entonces usarse para explicar por qué estas variables están agrupadas (Fuentes-Fernandez, 2011). Se realizó el análisis de factores para la interpretación de las variables geoquímicas en los núcleos sedimentarios, y así determinar las posibles fuentes de procedencia de los elementos analizados en los tres núcleos. Para maximizar la varianza de cada factor y facilitar la interpretación del análisis, se utilizó la rotación “varimax normalizada” (Yongming et al., 2006) con un nivel de significancia de ≥ 0.05 (Mil-Homens et al., 2009) y las variables significativas fueron aquellas con valores ≥ 0.65 .

7.9 Control de calidad analítica

7.9.1 Precisión y exactitud

La precisión es la proximidad entre valores medidos, obtenida a partir de la repetición de una serie de mediciones de una misma muestra bajo las mismas condiciones. La precisión de los análisis de este estudio se obtuvo a partir de la determinación de una serie de 3 réplicas de una sola muestra. A partir de los valores obtenidos se calculó el promedio (\bar{X}) y la desviación estándar (σ). Posteriormente se calculó el coeficiente de variación (CV, el cual debe ser menor al 10%) de acuerdo a la siguiente fórmula (Hofer et al., 2005):

$$CV = (\sigma/\bar{X}) * 100$$

La exactitud representa la aproximación a un valor determinado o verdadero (Hofer et al., 2005). La exactitud fue comprobada mediante el uso de materiales de referencia certificados y la construcción de cartas de control de calidad analítica (CCCA), que constituyen un procedimiento de evaluación rutinaria de los análisis de laboratorio. Los valores de exactitud y precisión para los parámetros analizados en los núcleos sedimentarios en áreas de manglares de Puerto Morelos se enlistan en la tabla 2

Tabla 2. Precisión y exactitud de las técnicas utilizadas en el análisis de núcleos sedentarios de zonas de manglar, Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Variable	Método	Material de referencia	Exactitud		Precisión
Actividad de ^{210}Pb	Espectrometría α	IAEA-300 (Radionúclidos en sedimentos del mar Báltico)	IAEA 300 95%		3.5%.
Actividad de ^{137}Cs ^{210}Pb	Espectrometría γ	IAEA-313 (Sedimento de río)	IAEA 313 ^{226}Ra 88%		12.4%
		IAEA-385 (sedimento del Mar de Irlanda)	IAEA 385 ^{226}Ra 97%		3%
		IAEA-384 (sedimento de Fangataufa)	IAEA 384 ^{137}CS 92% IAEA 384 ^{137}CS 52%		8% 46%
Distribución de tamaño de grano	Difracción láser	Malvern QAS3002 (Glass Beads typical RI 1.52, 15 a 150 μm)	99%.		Arenas: 85% Limos: 96% Arcillas: 93%
Composición elemental	Fluorescencia de rayos X (XRF)	AEA-158 sedimento marino	PACS-2	IAEA-158	< 5% <3% <3% <2% <5% <3% <10% <5% <4% <5% <2% <5% <5% <3% <2%
			Al 84%	98%	
		Ti 96%	86%		
		Fe 75%	69%		
		Mn 76%	63%		
		Br -	95%		
		Cl 83%	n.d.		
		PACS-2 sedimento marino	Na 56%	50%	
		Ag 49%	7%		
		Cd 96%	18%		
		Cu 53%	72%		
		Cr 86%	95%		
		Ni 82%	92%		
		Pb 76%	81%		
V 79%	93%				
Zn 77%	91%				
Susceptibilidad magnética	Medidor Bartington™ MS2	Bartington-G039	98%		< 10% (4%)
Carbono orgánico	Técnica de combustión	Leco 502-309	C: 8.92% N: 0.77%		Carbono (< 10%) 1.5% Nitrógeno (< 7%) 1.4 %

7.9.2 Cartas de control de calidad

Las cartas de control de calidad analítica (CCCA) constituyen un procedimiento de evaluación rutinaria de la exactitud y la precisión de los análisis en el laboratorio; y fueron construidas de la siguiente manera:

- 1) Se seleccionó un material de referencia certificado (MRC) y se analizó al mismo tiempo que las muestras.
- 2) El MRC se analizó repetidamente cada vez que se realizó un análisis de muestras, de manera que se cubriera el intervalo completo de errores aleatorios entre grupos de análisis y dentro de un mismo grupo.
- 3) Se graficó el valor promedio del MRC y su límite de confianza de conformidad al certificado (del cual se obtienen los límites de precaución y de control);
 - a. Valor certificado = x
 - b. LSP (límite superior de precaución) = $x + 2\sigma$
 - c. LSC (límite superior de control) = $x + 3\sigma$
 - d. LIP (límite inferior de precaución) = $x - 2\sigma$
 - e. LIC (límite inferior de control) = $x - 3\sigma$
- 4) Se incluyeron en el mismo gráfico los valores obtenidos de las réplicas analizadas.
- 5) Asumiendo que las determinaciones analíticas de los MCR siguen una distribución normal, el 95% debería caer en el área entre el LSP y el LIP. Similarmente, el 99.7% de los resultados deberían caer en dentro del área entre el LSC y el LIC. Cada vez que se concluyó un grupo de análisis, los resultados obtenidos para el MCR se localizaron en la CCCA para verificar la posición del dato en relación con estos límites (UNEP 1995, IAEA, 1997).

En las figuras 5, 6, 7 y 8 se muestran las CCCA para la determinación de los elementos indicadores marinos (Na, Br, Cl), concentraciones de carbono y nitrógeno (Leco 502-309), elementos indicadores terrígenos (Al y Ti), indicadores redox-sensibles (Fe y Mn) y elementos contaminantes (Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) utilizando los MRC IAEA-158 y PACS-2.

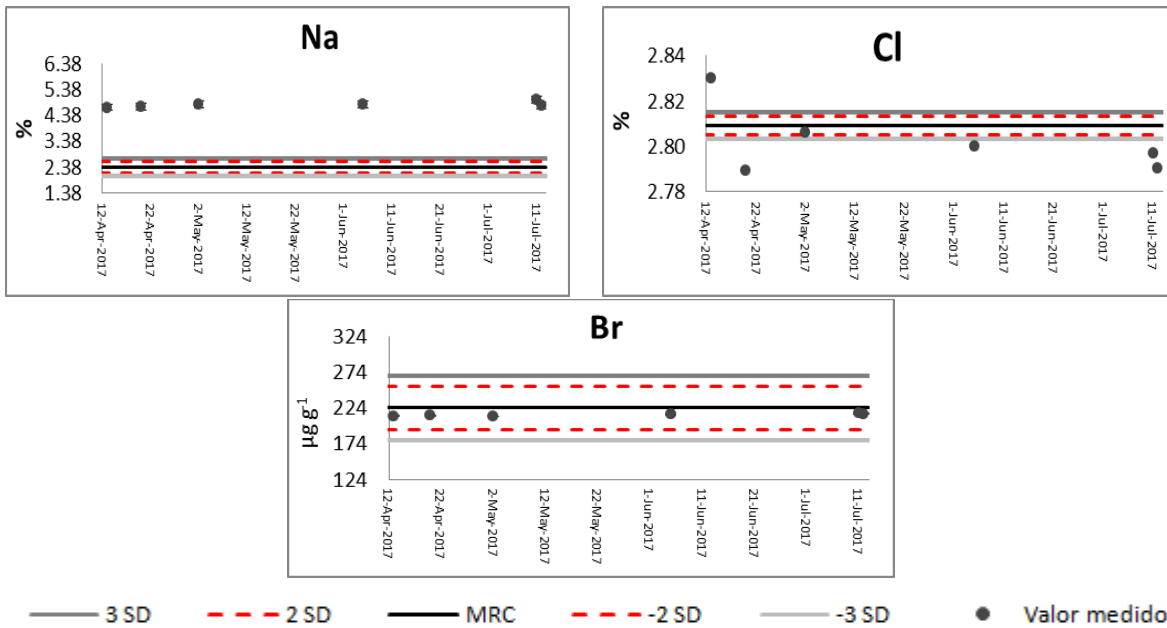


Figura 5. Gráficos de CCCA de MRC para elementos de origen marino IAEA-158 (Na, Br), PACS-2 (Cl).

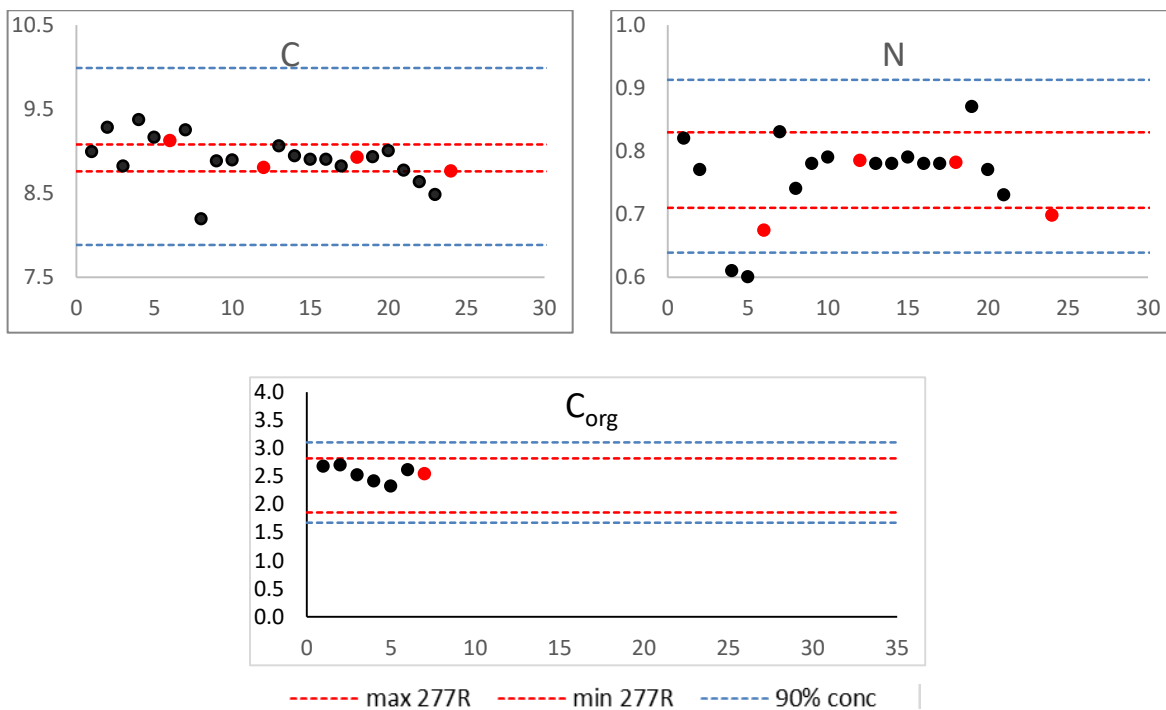


Figura 6. Gráficos de CCCA de MRC para el análisis de Carbono y Nitrógeno LECO 502-309.

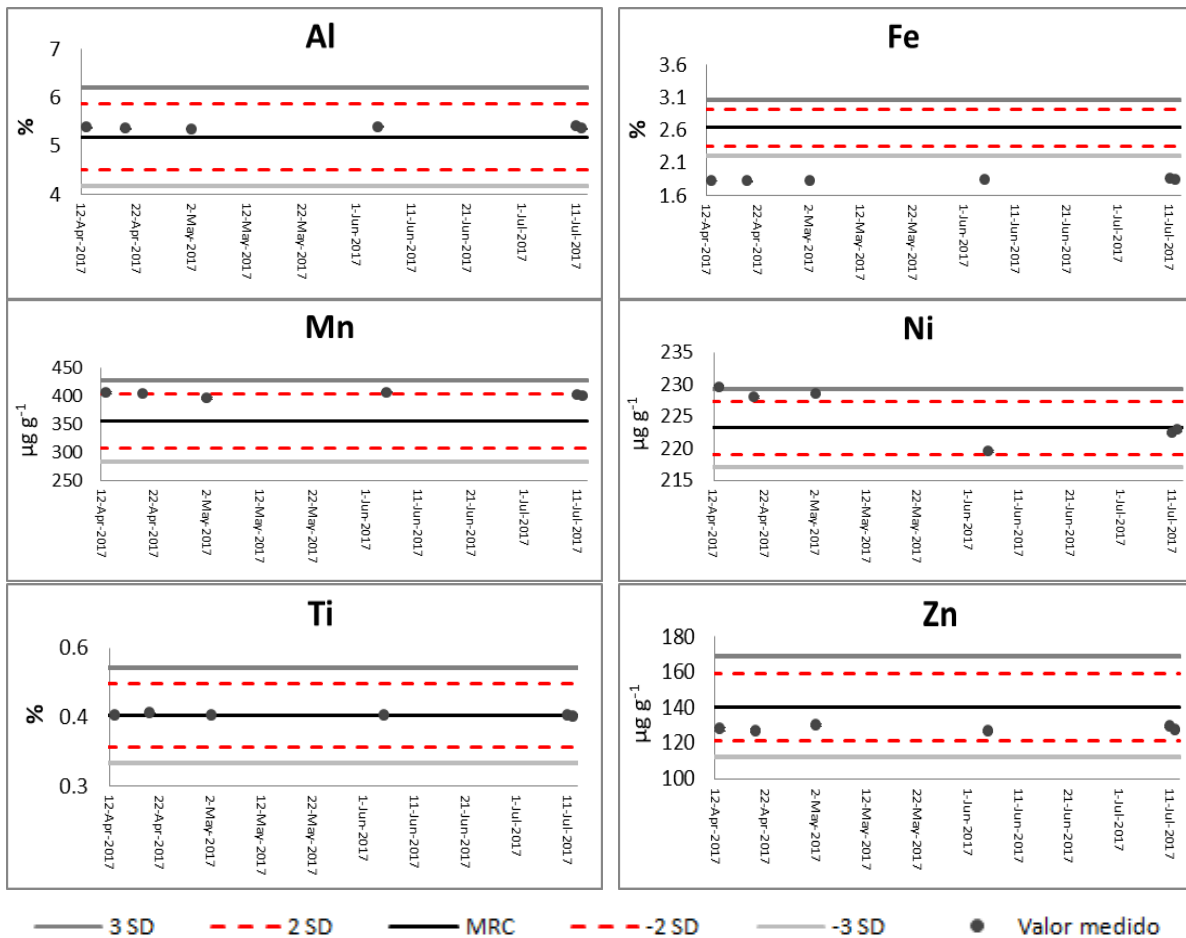


Figura 7. Gráficos de CCCA de MRC para elementos de origen terrígeno IAEA-158 (Al), PACS-2 (Ti), elementos redox-sensibles IAEA-158 (Fe), PACS-2 (Mn) y elementos potencialmente tóxicos IAEA-158 (Ni, Zn).

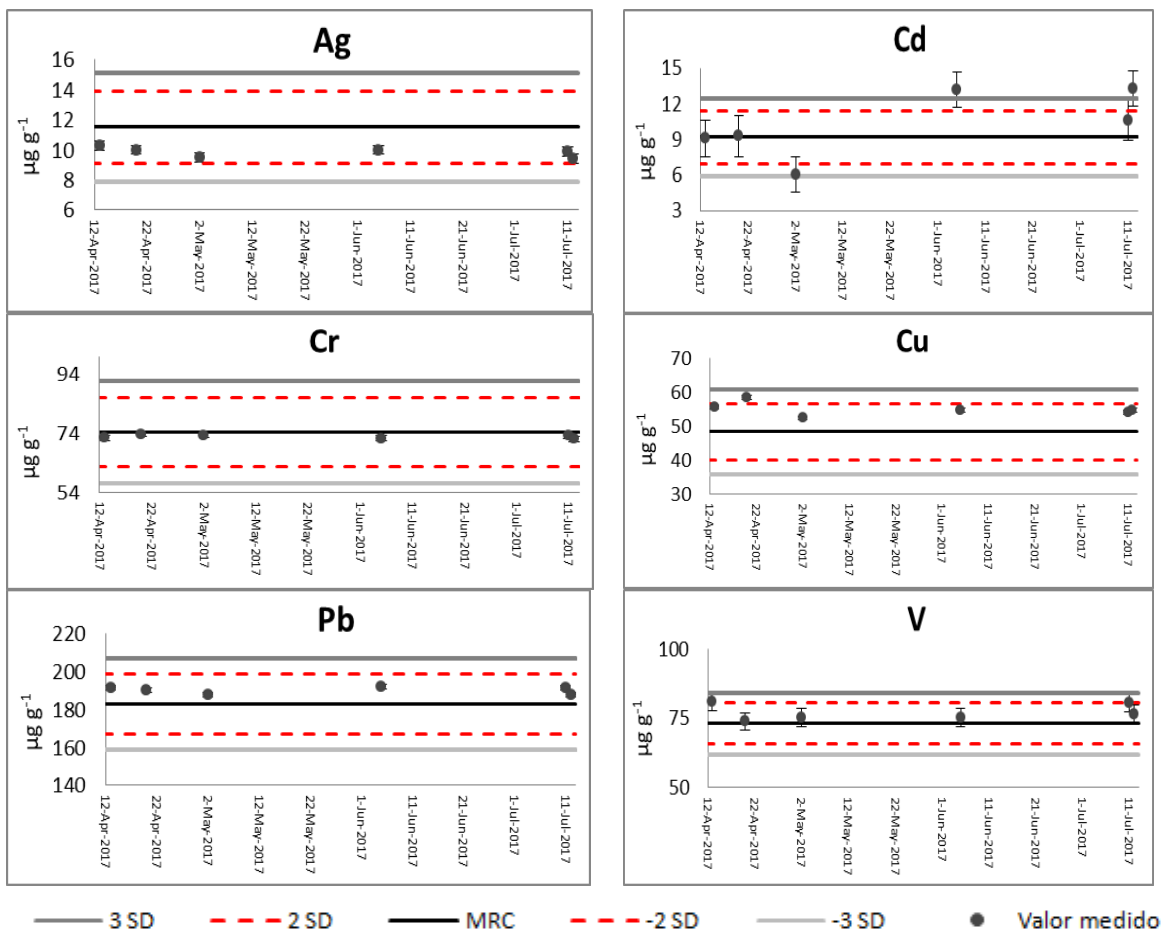


Figura 8. Gráficos de CCCA de MRC para elementos potencialmente tóxicos IAEA-158 (Ag, Cd, Cr, Cu, V), PACS-2 (Pb).

8. Resultados

8.1 Geocronología y tasas de acumulación

Los perfiles de la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ (Bq kg^{-1}) respecto a la profundidad, para los núcleos recolectados en manglares de Puerto Morelos se muestran en la figura 9. La actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ en el núcleo PCm (8.4-146.4 Bq kg^{-1}) y PMUH (35-165 Bq kg^{-1}) disminuyó con la profundidad. En el núcleo PMJB (94-184 Bq kg^{-1}) la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ muestra una disminución hasta ~25 cm de profundidad, posteriormente un aumento hasta ~45 cm donde comienza de nuevo una disminución con la profundidad.

Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ obtenidas por espectrometría gamma fueron: $14.2 \pm 2.4 \text{ Bq kg}^{-1}$ en el núcleo PCm, $65.3 \pm 3.0 \text{ Bq kg}^{-1}$ en PMJB y $27.3 \pm 2.7 \text{ Bq kg}^{-1}$ en PMUH. Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ se encontraron dentro de los intervalos de 10 a 174 Bq kg^{-1} en el núcleo PCm; 2 a 130 Bq kg^{-1} en el núcleo PMJB, y 8 a 139 Bq kg^{-1} en el núcleo PMUH. Las edades máximas de los sedimentos de los núcleos analizados fueron: 108 ± 6 años para PCm a 30 cm de profundidad (1908 años; Tabla 3), 101 ± 8 años para PMJB a 15 cm de profundidad (1915 años; Tabla 4) y 116 ± 4 años para PMUH a 15 cm de profundidad (1901 años; Tabla 5).

Los intervalos de la actividad de ^{137}Cs (Fig. 10) en los núcleos fueron: 2.2 ± 0.8 a $13.6 \pm 1.2 \text{ Bq kg}^{-1}$ en PCm, 4.5 ± 0.8 a $16.6 \pm 1.4 \text{ Bq kg}^{-1}$ en PMJB y 2.1 ± 0.9 a $15.9 \pm 1.1 \text{ Bq kg}^{-1}$ en PMUH. El máximo de actividad de ^{137}Cs en el núcleo PCm se observó en las secciones 13-14 y 14-15 cm las cuales abarcan un rango de edad entre 1974 ± 2 y 1984 ± 1 , mientras que en el núcleo PMJB el máximo de actividad de ^{137}Cs se observó en la sección 10-11 cm, la cual abarca un rango de edad entre 1966 ± 3 y 1976 ± 2 . El núcleo PMUH presentó un máximo de actividad de ^{137}Cs en la sección 9-10 cm, la cual abarca un rango de edad entre 1962 ± 1 y 1970 ± 1 , en los tres núcleos se corroboró el modelo de edad derivado del fechado con ^{210}Pb .

El intervalo general de TAM (Fig. 11) en los núcleos osciló entre 0.01 y 0.11 $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (0.05 - 0.11 en PCm, 0.02 - 0.07 en PMJB y 0.01 - 0.08 en PMUH); en tanto que el intervalo general de TAS (Fig. 11) fue de 0.06 y 0.68 $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (0.16 - 0.68 en PCm, 0.06

– 0.49 en PMJB y 0.06 – 0.33 en PMUH). Los perfiles de TAM y TAS respecto a la edad en los núcleos PMJB y PMUH (Fig. 11) mostraron valores crecientes hacia la superficie con los valores más altos en los sedimentos más recientes (muestreo en 2017) excepto en el núcleo PCm que presentó un máximo subsuperficial entre 1993 ± 0.8 y 1995 ± 0.8 (Fig. 11).

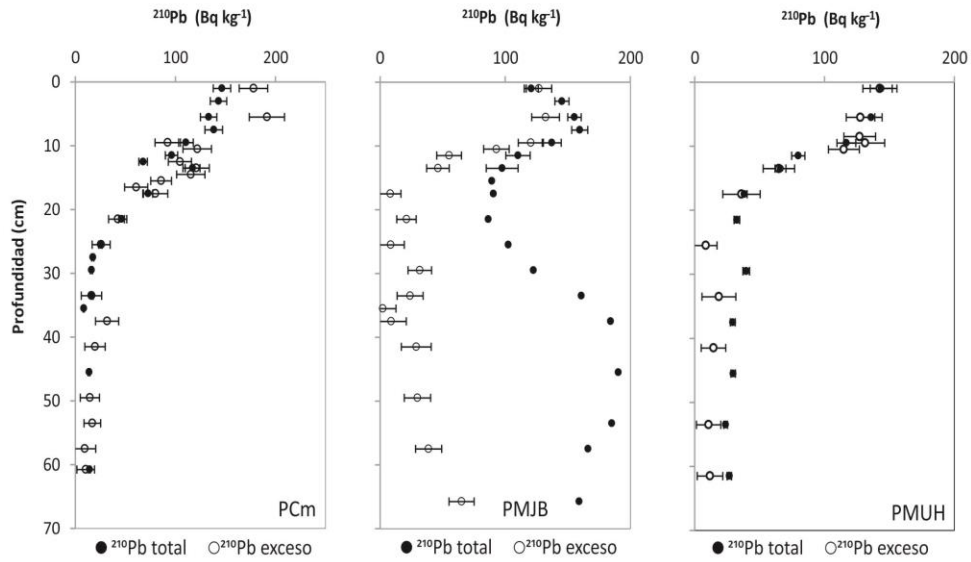


Figura 9. Actividad de ^{210}Pb respecto a la profundidad en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q.Roo, México.

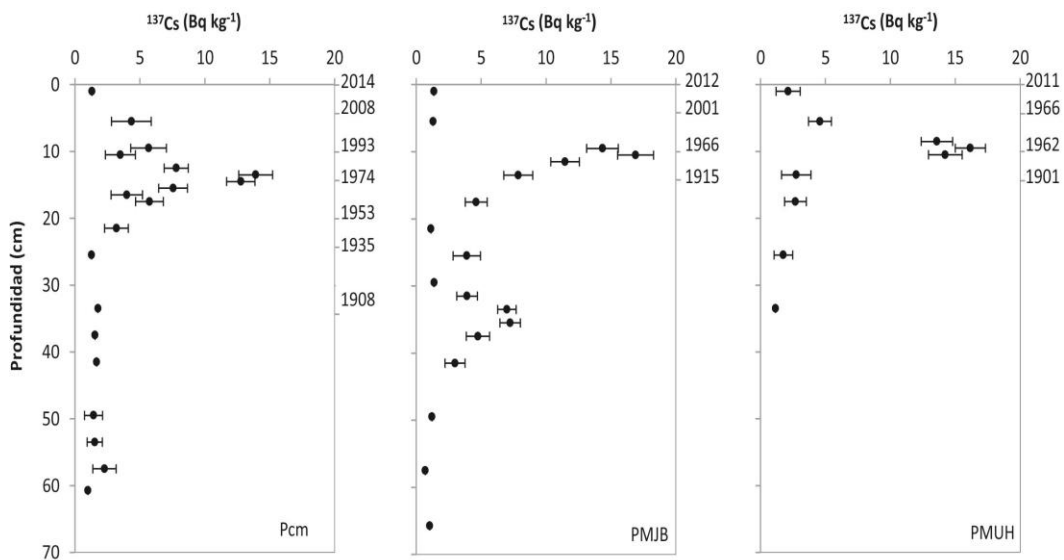


Figura 10. Actividad de ^{137}Cs respecto a la profundidad en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q.Roo, México.

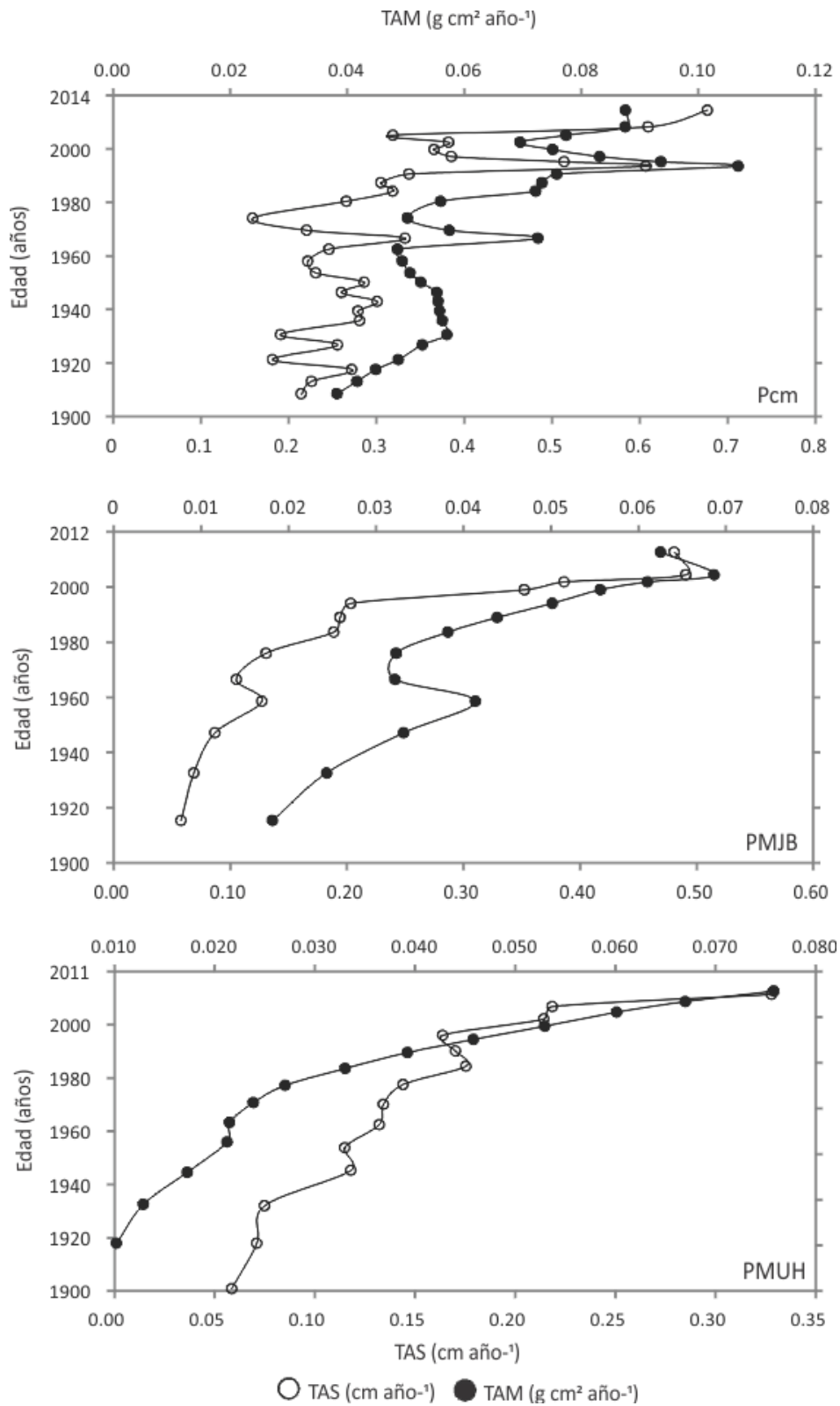


Figura 11. . Distribución temporal de la tasa de acumulación másica (TAM $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$), tasas de acumulación sedimentaria (TAS cm año^{-1}) en núcleos sedimentarios de áreas de manglar, Puerto Morelos, Q.Roo, México.

Tabla 3. Modelo de edad para el núcleo sedimentario PCm, Puerto Morelos Q. Roo.

Muestra	Profundidad (cm)	Año	±	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	±	TAS (cm año ⁻¹)	±
PCm 0-2	1	2014	0.07	0.09	0.01	0.68	0.05
PCm 2-4	3	2008	0.38	0.09	0.01	0.61	0.06
PCm 4-5	4.5	2005	0.49	0.08	0.01	0.32	0.04
PCm 5-6	5.5	2002	0.57	0.07	0.01	0.38	0.05
PCm 6-7	6.5	2000	0.65	0.08	0.01	0.37	0.05
PCm 7-8	7.5	1997	0.73	0.08	0.01	0.39	0.05
PCm 8-9	8.5	1995	0.79	0.09	0.01	0.51	0.08
PCm 9-10	9.5	1993	0.85	0.11	0.02	0.61	0.10
PCm 10-11	10.5	1991	0.94	0.08	0.01	0.34	0.05
PCm 11-12	11.5	1987	1.05	0.07	0.01	0.31	0.04
PCm 12-13	12.5	1984	1.17	0.07	0.01	0.32	0.05
PCm 13-14	13.5	1980	1.32	0.06	0.01	0.27	0.04
PCm 14-15	14.5	1974	1.55	0.05	0.01	0.16	0.02
PCm 15-16	15.5	1970	1.76	0.06	0.01	0.22	0.03
PCm 16-17	16.5	1967	1.89	0.07	0.01	0.33	0.07
PCm 17-18	17.5	1962	2.11	0.05	0.01	0.25	0.05
PCm 18-19	18.5	1958	2.36	0.05	0.01	0.22	0.04
PCm 19-20	19.5	1954	2.62	0.05	0.01	0.23	0.05
PCm 20-21	20.5	1950	2.88	0.05	0.01	0.29	0.07
PCm 21-22	21.5	1946	3.18	0.06	0.01	0.26	0.06
PCm 22-23	22.5	1943	3.47	0.06	0.01	0.30	0.08
PCm 23-24	23.5	1939	3.79	0.06	0.02	0.28	0.08
PCm 24-25	24.5	1936	4.13	0.06	0.02	0.28	0.09
PCm 25-26	25.5	1931	4.51	0.06	0.02	0.19	0.07
PCm 26-27	26.5	1927	4.89	0.05	0.02	0.26	0.10
PCm 27-28	27.5	1921	5.31	0.05	0.02	0.18	0.08
PCm 28-29	28.5	1918	5.72	0.04	0.02	0.27	0.13
PCm 29-30	29.5	1913	6.21	0.04	0.02	0.23	0.11
PCm 30-31	30.5	1908	6.73	0.04	0.02	0.21	0.11

Tabla 4. Modelo de edad para el núcleo sedimentario PMJB, Puerto Morelos Q. Roo.

Muestra	Profundidad (cm)	Año	±	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	±	TAS (cm año ⁻¹)	±
PMJB 0-2	1	2012	0.12	0.06	0.00	0.48	0.04
PMJB 2-4	3	2004	0.52	0.07	0.01	0.49	0.05
PMJB 4-5	4.5	2001	0.61	0.06	0.01	0.39	0.05
PMJB 5-6	5.5	1998	0.72	0.06	0.01	0.35	0.04
PMJB 6-7	6.5	1994	0.92	0.05	0.00	0.20	0.02
PMJB 7-8	7.5	1988	1.15	0.04	0.00	0.19	0.02
PMJB 8-9	8.5	1983	1.42	0.04	0.00	0.19	0.02
PMJB 9-10	9.5	1975	1.87	0.03	0.00	0.13	0.02
PMJB 10-11	10.5	1966	2.52	0.03	0.00	0.11	0.02
PMJB 11-12	11.5	1958	3.07	0.04	0.01	0.13	0.03
PMJB 12-13	12.5	1947	3.93	0.03	0.01	0.09	0.02
PMJB 13-14	13.5	1932	5.39	0.02	0.01	0.07	0.02
PMJB 14-15	14.5	1915	7.87	0.02	0.00	0.06	0.02

Tabla 5. Modelo de edad para el núcleo sedimentario PMUH, Puerto Morelos Q. Roo.

Muestra	Profundidad (cm)	Año	±	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	±	TAS (cm año ⁻¹)	±
PMUH 0-2	1	2011	0.439	0.076	0.005	0.328	0.025
PMUH 2-3	2.5	2007	0.560	0.067	0.005	0.219	0.025
PMUH 3-4	3.5	2002	0.669	0.060	0.005	0.214	0.025
PMUH 4-5	4.5	1996	0.801	0.053	0.004	0.164	0.019
PMUH 5-6	5.5	1990	0.916	0.046	0.004	0.170	0.020
PMUH 6-7	6.5	1984	1.024	0.039	0.003	0.175	0.021
PMUH 7-8	7.5	1977	1.159	0.033	0.003	0.144	0.017
PMUH 8-9	8.5	1970	1.321	0.027	0.002	0.134	0.016
PMUH 9-10	9.5	1962	1.500	0.024	0.002	0.132	0.017
PMUH 10-11	10.5	1954	1.747	0.021	0.002	0.115	0.014
PMUH 11-12	11.5	1945	2.051	0.021	0.002	0.118	0.016
PMUH 12-13	12.5	1932	2.566	0.017	0.002	0.075	0.010
PMUH 13-14	13.5	1918	3.429	0.013	0.002	0.071	0.011
PMUH 14-15	14.5	1901	4.997	0.010	0.002	0.059	0.011

8.2 Tamaño de grano

Los núcleos sedimentarios de Puerto Morelos se caracterizaron por un alto contenido de limos (PCm 40-82%, PMJB 29-80% y PMUH 47-79%). El núcleo PMJB presentó los intervalos de valores más amplios para el porcentaje de arenas, limos y arcillas (Fig. 12); sin embargo, el porcentaje de arenas de los tres núcleos analizados fue comparable; mientras que los porcentajes de arcillas fueron significativamente más altos y limos fueron significativamente ($p < 0.05$) más bajos en el núcleo PMJB (Tabla 6).

Los porcentajes de limos disminuyeron hacia la superficie en los núcleos PCm y PMJB, mientras que en el núcleo PMUH son casi homogéneos, excepto por algunos valores mínimos subsuperficiales. En los tres núcleos los porcentajes de arenas son ligeramente más altos hacia la superficie, mientras que los porcentajes de arcillas variaron erráticamente con la profundidad (Fig. 14).

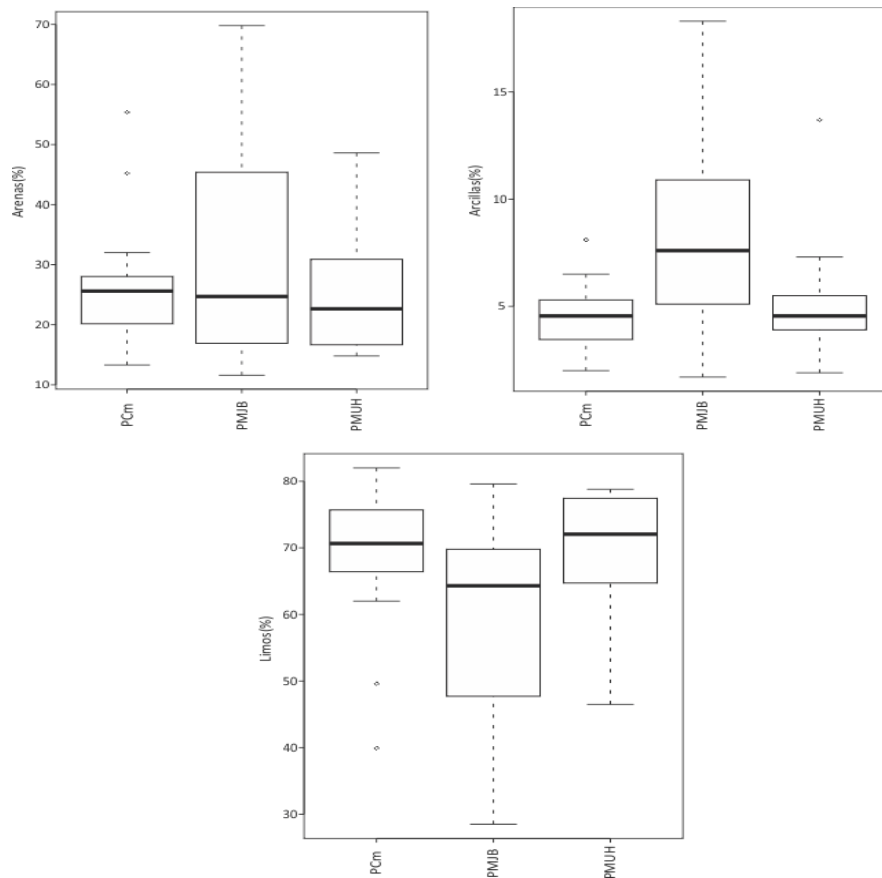


Figura 12. Gráfico de caja y bigotes de los porcentajes de arenas, limos y arcillas en núcleos sedimentarios de áreas de manglar, Puerto Morelos, Q.Roo, México.

Tabla 6. Resultados del análisis de varianza y pos-hoc (Tukey HSD, $gl=2$, $p<0.05$) de los porcentajes de arenas, limos y arcillas en núcleos sedimentarios en áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Núcleo	Arenas		*Comparación	Limos		*Comparación	Arcillas		*Comparación
	Min	Max		Min	Max		Min	Max	
PCm	2	8.1	A	39.9	82.0	A	13.3	55.4	A
PMJB	1.7	18.3	A	28.5	79.6	B	11.6	69.8	B
PMUH	1.9	13.7	A	46.5	78.8	A	14.8	48.6	A

*Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p<0.05$) para los intervalos de valores analizados.

8.3 Susceptibilidad magnética

Los intervalos de valores de SM en los núcleos analizados fueron: 1.2×10^{-5} a 0.5×10^{-5} SI en PCm, 0.1×10^{-5} a 4.5×10^{-5} SI en PMJB y 0.9×10^{-5} a 1.2×10^{-5} SI en PMUH (Tabla 7). El núcleo PMJB presentó el intervalo de valores de SM más amplio y significativamente ($p < 0.05$) más altos que en los núcleos PCm y PMUH, cuyos valores fueron comparables (Fig. 13). Los perfiles de SM respecto a la profundidad mostraron poca variabilidad; con valores superficiales ligeramente más altos en el núcleo PCm y ligeramente más bajos en el núcleo PMJB, en tanto que en el núcleo PMUH, se observaron valores crecientes tanto hacia la superficie como hacia el fondo, pero constantes en las secciones intermedias (Fig. 14).

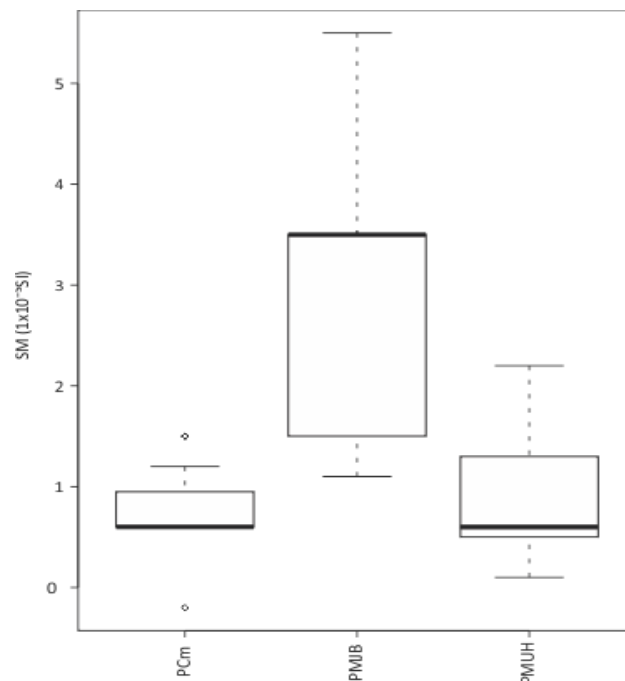


Figura 13. Gráfico de caja y bigotes de susceptibilidad magnética (SM) en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Tabla 7. Resultados del análisis de varianza y prueba pos-hoc (Tukey HSD, $gl=2$, $p<0.05$) de las concentraciones de C_{org} , C_{inorg} y SM en núcleos sedimentarios en áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Núcleo	SM (1×10^{-5} SI)		*Comparación	C_{org} (%)		*Comparación	C_{inorg} (%)		*Comparación
	Min	Max		Min	Max		Min	Max	
PCm	1.2	0.5	A	39	41	A	0	3.2	B
PMJB	0.1	4.5	B	6	40	B	4.2	11.1	A
PMUH	0.9	1.2	A	18	42	A	0	15.1	A

*Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p<0.05$) para los intervalos de valores analizados.

8.4 Composición elemental

Las concentraciones de los elementos analizados en los núcleos sedimentarios se presentan en las Tablas 8, 9 y 10. De acuerdo a análisis de varianza y Tukey, para los elementos de origen marino (Cl y Na) los intervalos de valores más amplios se observaron en el núcleo PMUH ($p<0.05$), mientras que los intervalos de valores para Br son comparables entre los tres núcleos analizados ($p>0.05$, Fig. 14). Los intervalos de concentración más amplios para los elementos indicadores de terrígenos (Al y Ti), elementos redox-sensibles (Fe y Mn) y metales pesados (Ag, Cd, Pb, Ti y V) se presentaron en el núcleo PMJB (Fig. 16 y 17). Los intervalos de concentración de Ni y Zn fueron comparables ($p>0.05$) en los tres núcleos analizados (Fig. 16, tabla 11).

En los 10 cm más superficiales (1993 ± 0.9 años) del núcleo PCm se observó una disminución de las concentraciones de los elementos indicadores de salinidad (Br, Cl y Na) y un aumento de los indicadores de terrígenos (Al y Ti), metales pesados (Ag, Cd, Cr, V y Zn) y en las concentraciones de Fe, en tanto que las concentraciones de Mn, Pb y Ni fueron homogéneas a lo largo del núcleo (Fig. 54 a). En el núcleo PMJB se observó una disminución de las concentraciones de elementos indicadores de salinidad (Cl y Na), así como un aumento en concentraciones de metales pesados (Ag, Cd, Cu, Ni y Zn) hacia la superficie. Las concentraciones de elementos indicadores de terrígenos (Al y Ti) y de los indicadores redox-sensibles (Fe y Mn) y algunos metales pesados (Cr y V) presentaron una disminución a partir de los 30 cm (sedimentos mayores a 100 años) hacia la superficie del núcleo (Fig. 15 b). En el núcleo PMUH se observó una disminución en la concentración de elementos indicadores de salinidad (Br, Cl y Na), un aumento en la concentración de

elementos indicadores de terrígenos (Al y Ti) y en la concentración de metales pesados (Ag, Ni, V y Zn) entre 20 cm (sedimentos mayores a 100 años) y la superficie (Fig. 15 c).

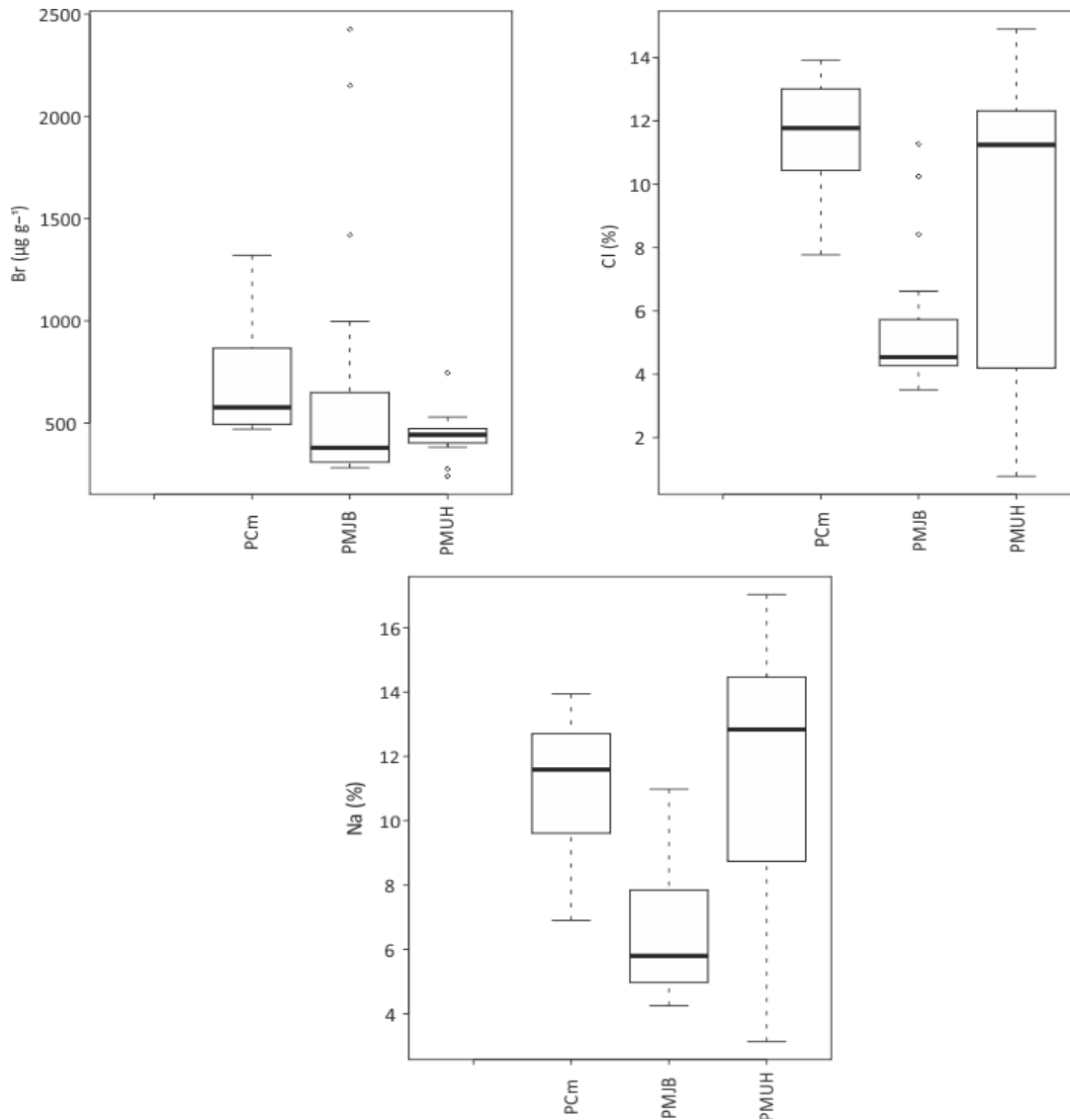


Figura 14. Gráficos de caja y bigotes de la concentración de Na, Br y Cl en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

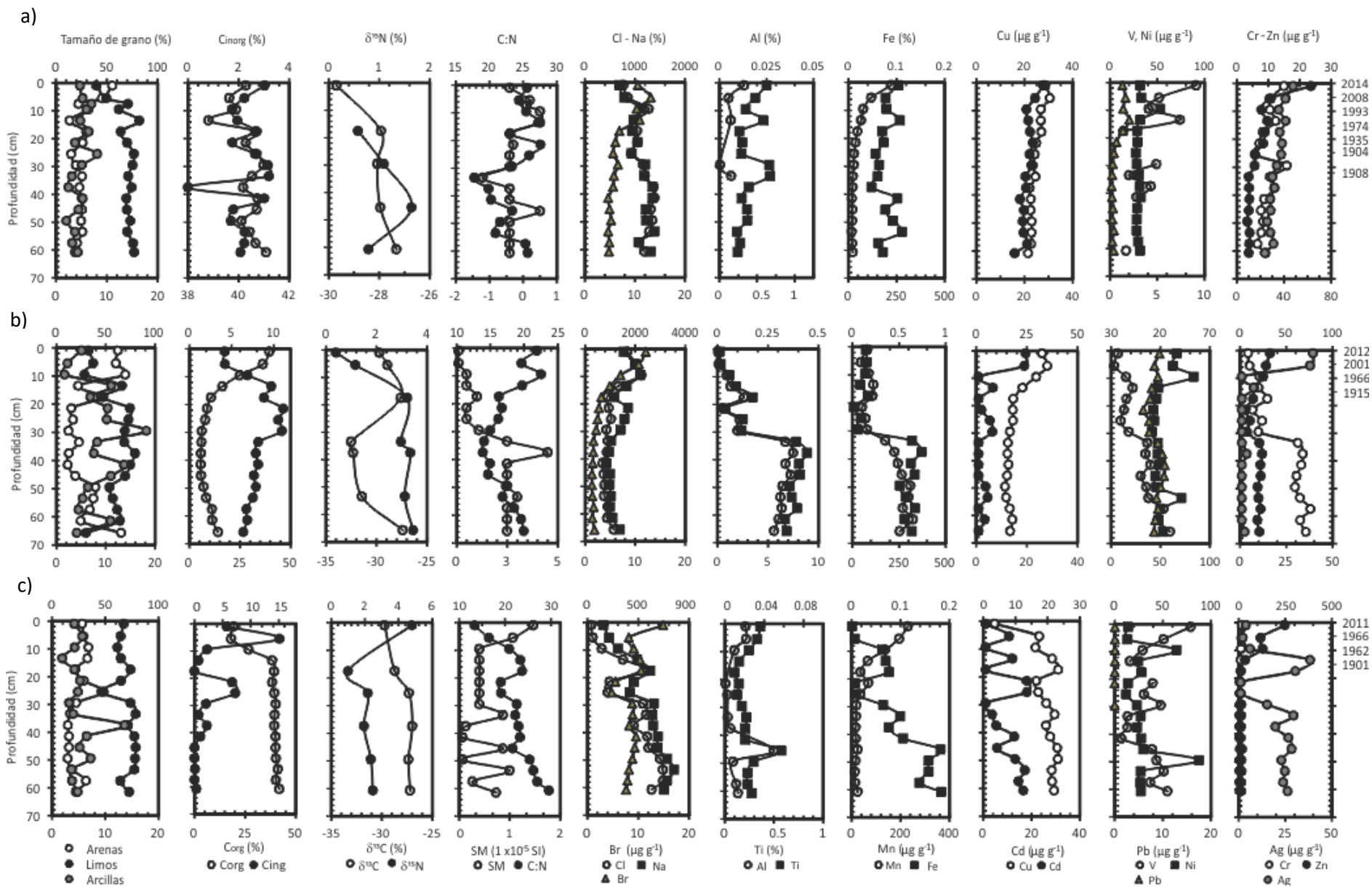


Figura 15. Perfiles de concentración elemental, tamaño de grano, SM, proporción C:N, contenido de C_{org} y C_{inorg}, δ¹³C y δ¹⁵N de núcleos sedimentarios PCm (a), PMJB (b) y PMUH (c) en áreas de manglar en Puerto Morelos, Q.Roo, México.

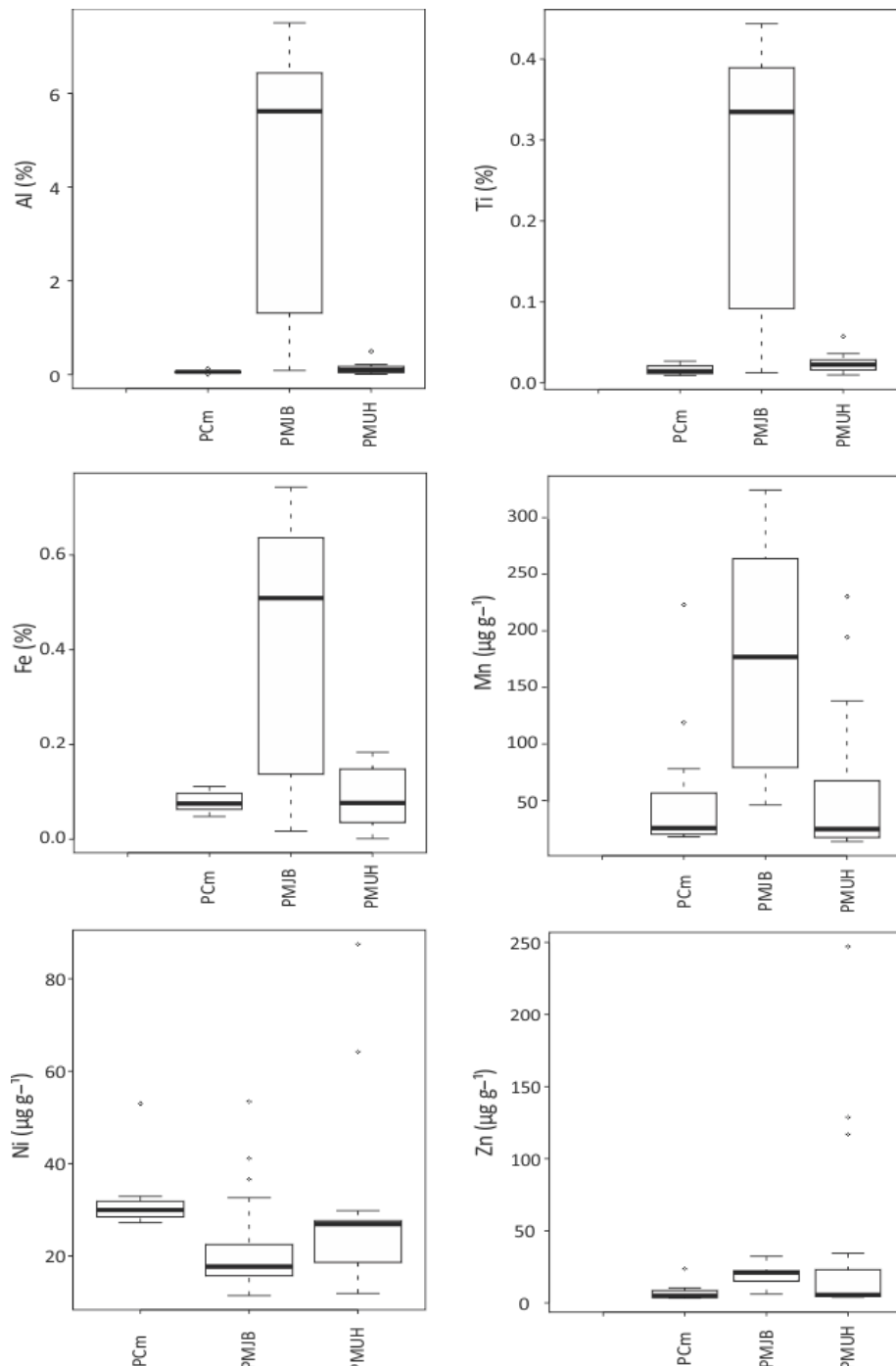


Figura 16. Gráficos de caja y bigotes de la concentración de Al, Fe, Mn, Ni, Ti y Zn en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México

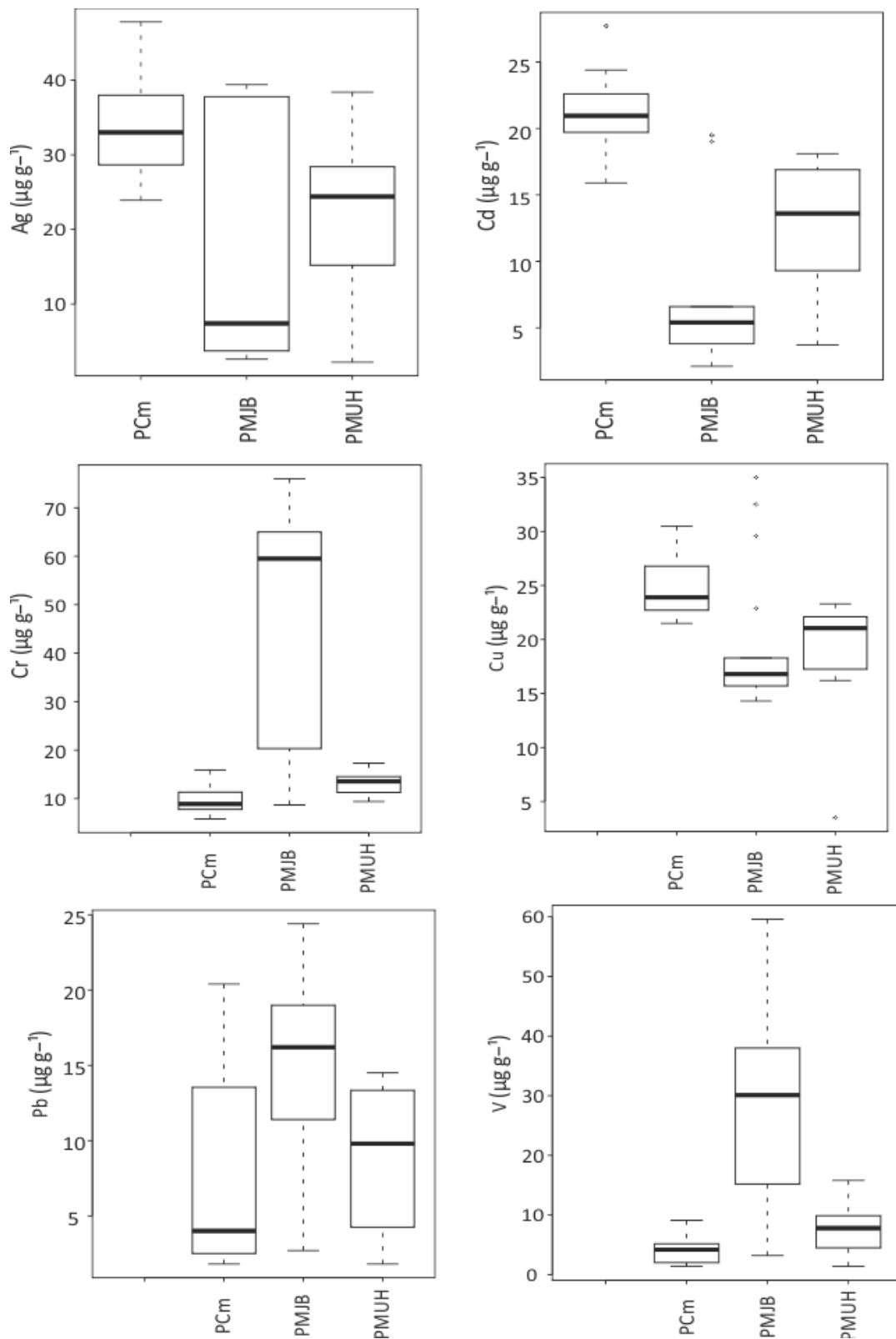


Figura 17. Gráficos de caja y bigotes de la concentración de Ag, Cd, Cr, Cu, Pb y V en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Tabla 8. Concentración elemental en sedimentos del núcleo de manglar PCm, Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Profundidad	Ag	Al	Br	Cd	Cl	Cr	Cu	Na	Ni	Pb	Ti	V	Zn
cm	($\mu\text{g g}^{-1}$)	(%)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	(%)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	(%)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)
00-02	47.8	0.13	1063	27.7	7.7	15	28.7	6.9	31.7	13.3	251.4	9.1	23.6
05-06	41.4	0.05	1321	24.4	8.6	10.8	30.5	7.9	32.9	16.4	190.0	5.2	10.4
9-10	35.7	<LD	1038	20.8	12.7	10.6	26.8	11.3	53	14	139.9	4.1	7.8
13-14	41.5	0.06	1100	21.6	10.4	12.4	26.8	9.7	31.9	20.4	234.2	7.4	9.7
17-18	36.5	<LD	695	22.3	10.4	8.3	27	9.4	28.6	13.8	106.6	1.4	8.9
21-22	38.3	<LD	613	23.5	10.5	7.2	24.9	10.5	29	6.7	122.1	<LD	8.4
25-26	37.7	<LD	567	22.1	9.2	5.8	24.3	9.3	27.2	4.1	117.5	<LD	5.8
29-30	34	0.003	664	22.9	11.6	15.9	23.5	12.0	28.3	2.9	265.2	4.9	5.7
33-34	30.3	0.06	585	20.4	12.0	10.6	24.6	11.8	30.3	2.3	269.5	2	3.8
37-38	32	<LD	568	20.6	13.7	11.9	22.1	13.5	31.4	1.8	156.3	4.3	3.9
41-42	28.4	<LD	471	18.1	13.9	8.7	22.6	13.5	32.5	2.2	118.4	2.8	4
45-46	28.7	<LD	496	19.8	13.1	7.7	22.5	12.2	28.6	3.2	147.4	<LD	3.8
49-50	25.8	<LD	526	19.3	13.4	8.4	23	12.2	28.3	2.5	147.9	<LD	3.3
53-54	28.6	<LD	469	19.6	12.8	7.8	22.9	13.9	28.1	4.2	93.4	<LD	4.1
57-58	31.1	<LD	491	21.1	10.8	6.6	22.8	10.7	29.6	2.5	111.2	<LD	4
60-61.5	23.9	<LD	485	15.9	11.9	9.1	21.5	13.1	31.8	3.9	98.1	1.7	3.8
Promedio	33.8	0.06	697	21.2	11.4	9.8	24.6	11.1	31.4	7.1	160.6	4.2	6.9
*PPA	27.5	<LD	-	18.5	-	7.8	22.1	-	30.7	3.2	104.7	1.7	3.9
Max	47.8	0.13	1321	27.7	13.9	15.9	30.5	13.9	53	20.4	269.4	9.1	23.6
Min	23.9	0.003	469	15.9	7.8	5.8	21.5	6.9	27.2	1.8	93.4	1.4	3.3
PEL	1700	NR	NR	4210	NR	160.0	108.0	NR	42.8	12.0	NR	NR	271.0
TEL	730	NR	NR	680	NR	52.3	18.7	NR	15.9	30.2	NR	NR	24.0

*PPA = promedio de las concentraciones pre-atropogénicas (sedimentos más antiguos que 100 años), usados para calcular el FE.

NR =Dato no reportado

<LD= Indica que los valores están por debajo del límite de detección, Al=20 $\mu\text{g g}^{-1}$, Co=3 $\mu\text{g g}^{-1}$, V=1 $\mu\text{g g}^{-1}$.

TEL= nivel de efecto umbral.

PEL= nivel de efecto probable.

Tabla 9. Concentración elemental en sedimentos del núcleo de manglar PMJB Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Profundidad	Ag	Al	Br	Cd	Cl	Cr	Cu	Na	Ni	Pb	Ti	V	Zn
cm	($\mu\text{g g}^{-1}$)	(%)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	(%)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	(%)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)	($\mu\text{g g}^{-1}$)
00-02	39.4	0.09	2427	19.5	8.4	8.7	32.5	7.7	36.6	19	126.3	7	32.3
05-06	37.8	0.1	2152	19	10.2	10.4	35	9.9	32.6	14	173.1	3.2	28.1
9-10	<LD	0.9	1420	<LD	11.2	21.4	29.6	10.9	53.4	17.6	603.9	15.2	25
13-14	7.4	1.3	997	6.6	6.6	20.3	22.9	8.3	17.7	11.4	916.7	22	15.1
17-18	<LD	2.6	650	<LD	4.4	29.5	18.3	5.8	16	9.6	1743	15.6	14.2
21-22	<LD	0.5	562	2.1	4.7	13.8	18.1	8.5	12.7	2.7	399.8	13.1	6.1
25-26	<LD	2.1	504	5.4	5.1	24	18.2	7.8	13.6	8.6	1259	9.9	10.8
29-30	<LD	1.9	446	6.4	4.2	19.8	16.7	7.1	11.4	8.6	1193	18	7.8
33-34	<LD	6.7	340	<LD	4.5	62.6	15.7	5.1	17.3	17.6	3894	36.7	21
37-38	3.7	7.5	336	<LD	4.3	67.9	15.5	4.8	17.2	22	4437	34.8	23.9
41-42	<LD	6.7	308	<LD	3.5	66.3	15.9	4.2	18.5	24.4	4043	39.9	22.2
45-46	<LD	7.2	283	<LD	3.7	61.1	15.3	4.9	14.8	23.7	4079	30.1	22.3
49-50	<LD	6.4	281	3.8	3.8	59.5	14.3	4.8	15.7	20.4	3576	35.6	19
53-54	<LD	6.2	291	4.5	3.8	64.8	14.8	5.1	41.1	16.2	3672	38	20.1
57-58	<LD	6.3	345	<LD	4.5	76	16.6	4.9	19.8	17.7	3942	53.1	22.3
61-62	<LD	6.0	294	3.4	4.3	65	17.9	5.4	17.9	14.8	3348	47	18.8
65.66.5	2.6	5.6	379	<LD	5.7	71.1	16.8	6.9	22.5	13.6	3425	59.6	21.1
Promedio	18.18	4.0	707	7.8	5.5	43.6	19.6	6.6	22.2	15.4	2401.8	28.1	19.4
*PPA	2.6	5.8	-	3.4	-	68.0	17.3	-	20.2	14.2	3386.5	53.3	19.9
Max	39.4	7.5	2427	19.5	11.2	76	35	10.9	53.4	24.4	4437.0	59.6	32.3
Min	2.6	0.08	281	2.1	3.5	8.7	14.3	4.2	11.4	2.7	126.3	3.2	6.1
PEL	1700	NR	NR	4210	NR	160.0	108.0	NR	42.8	12.0	NR	NR	271.0
TEL	730	NR	NR	680	NR	52.3	18.7	NR	15.9	30.2	NR	NR	24.0

*PPA = promedio de las concentraciones pre-antropogénicas (sedimentos más antiguos que 100 años), usados para calcular el FE.

NR= Dato no reportado.

<LD= Indica que los valores están por debajo del límite de detección, Ag=2 $\mu\text{g g}^{-1}$, Cd=2 $\mu\text{g g}^{-1}$, Co=3 $\mu\text{g g}^{-1}$.

TEL= nivel de efecto umbral.

PEL= nivel de efecto probable.

Tabla 10. Concentración elemental en sedimentos del núcleo de manglar PMUH Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Profundidad cm	Ag ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Al (%)	Br ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cl (%)	Cr ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Na (%)	Ni ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Ti ($\mu\text{g g}^{-1}$)	V ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$)
00-02	3.8	0.21	746.8	<LD	0.7	16	3.5	3.1	14	14.5	361.4	15.8	247.1
05-06	2.2	0.21	408.3	<LD	1.0	14.2	17.4	4.3	13.2	13.6	330.3	10.2	116.9
9-10	6	0.09	456.3	<LD	2.8	12.3	16.2	6	64.2	13.1	247.5	5.8	128.8
13-14	38.4	<LD	518.3	18	7.0	10	21.4	9.7	24.5	9.8	147	3.2	34.4
17-18	30.5	<LD	529.7	18.1	11.8	10.8	23.3	12.3	27.9	6.5	97.8	<LD	11.8
21-22	<LD	0.009	276.6	<LD	4.3	10.4	16.5	9.1	13.8	1.8	144.9	7.9	5.6
25-26	<LD	0.02	239.8	<LD	4.0	9.4	17.1	8.3	11.9	<LD	128	6.1	4.3
29-30	15.2	<LD	441.8	5.4	10.9	14.1	19.6	13	23.2	2	173	9.6	5.5
33-34	29.4	0.03	445.2	12.9	11.5	13.9	22.2	12.7	27	<LD	220.4	2.7	4.7
37-38	19.7	0.05	412.1	5.7	9.09	12.8	19.5	12.9	23.3	<LD	209.4	2.7	4
41-42	26.7	<LD	479.7	13.3	11.7	11.7	20.8	13.8	27.4	<LD	209.1	1.4	4.4
45-46	28.4	0.49	465.5	17.2	12	17.3	23	13.7	29.8	<LD	576.1	7.8	6.3
49-50	22.9	0.08	443.8	14.6	14.2	14.9	23.2	15.6	87.5	<LD	294.3	8.7	4.7
53-54	24.9	<LD	409.5	16.6	14.8	15.2	21.3	17	27.1	<LD	232.3	10.2	4.2
57-58	23.9	0.11	396.2	13.6	14.9	13.6	21.4	15.6	26.8	<LD	231.3	7.4	4.1
61-62	26.3	0.13	382	13.6	12.6	13.5	22	15	27.2	<LD	276.6	11	6.4
Promedio	21.3	0.1	440.7	4.6	8.9	13.1	19.2	11.4	29.3	8.7	242.4	7.3	37.07
*PPA	25.1	0.12	-	13.6	-	13.5	21.7	-	27	-	253.9	9.2	5.2
Max	38.4	0.49	746.8	18.1	14.9	17.3	23.3	17	87.5	14.5	576.1	15.8	247.1
Min	2.2	0.009	239.8	1.5	0.7	9.4	3.5	3.1	11.9	1.8	97.8	1.4	4
PEL	1700	NR	NR	4210	NR	160.0	108.0	NR	42.8	12.0	NR	NR	271.0
TEL	730	NR	NR	680	NR	52.3	18.7	NR	15.9	30.2	NR	NR	24.0

*PPA= promedio de las concentraciones pre-atropogénicas (sedimentos más antiguos que 100 años), usados para calcular el FE.

NR=Dato no reportado

<LD= Indica que los valores están por debajo del límite de detección, Al=20 $\mu\text{g g}^{-1}$, Cd=2 $\mu\text{g g}^{-1}$, Co=3 $\mu\text{g g}^{-1}$, V=1 $\mu\text{g g}^{-1}$.

TEL= nivel de efecto umbral.

PEL= nivel de efecto probable.

Tabla 11. Resultados del análisis de varianza y post-hoc (Tukey HSD, $gl=2$, $p<0.05$) de las concentraciones elementales en núcleos sedimentarios en áreas de manglar, Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Núcleo	Ag ($\mu\text{g g}^{-1}$)		*Comparación	Al (%)		*Comparación	Br ($\mu\text{g g}^{-1}$)		*Comparación	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)		*Comparación			
	Min	Max		Min	Max		Min	Max		Min	Max				
PCm	23.9	47.8	B	0.003	0.13	A	469	1321	A	15.9	27.7	B			
PMJB	2.6	39.4	A	0.08	7.5	B	281	2427	A	2.1	19.5	A			
PMUH	2.2	38.4	A	0.009	0.49	A	239.8	746.8	A	1.5	18.1	A			
	Cl (%)			Cr ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Na (%)					
PCm	7.8	13.9	A	5.8	15.9	A	21.5	30.5	A	6.9	13.9	A			
PMJB	3.5	11.2	A	8.7	76	B	14.3	35	A	4.2	10.9	A			
PMUH	0.7	14.9	B	9.4	17.3	A	3.5	23.3	B	3.1	17	B			
	Ni ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Pb (%)			Ti ($\mu\text{g g}^{-1}$)			V ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$)		*Comparación	
PCm	27.2	53	A	1.8	20.4	A	93.4	269.4	A	1.4	9.1	A	3.3	23.6	A
PMJB	14.4	53.4	A	2.7	24.4	B	126.3	4473.0	B	3.2	59.6	B	6.1	32.3	A
PMUH	11.9	87.5	A	1.8	14.5	A	97.8	576.1	A	1.4	15.8	A	4	247.1	A

*Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p<0.05$) para los intervalos de valores analizados.

8.5 Factores de enriquecimiento

Los intervalos para los factores de enriquecimiento (FE) de los metales analizados en los tres núcleos se presentan en la tabla 12. El núcleo PMJB mostró los FE más altos para Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, y Zn, mientras que el núcleo PCm mostró los FE más bajos para todos los metales analizados.

Los FE en el núcleo PCm (Fig. 18 a) mostraron valores generalmente < 2 (indicativos de contaminación nula o mínima) para la mayoría de los elementos, excepto para Pb, V y Zn, que mostraron contaminación moderada ($2 > FE \leq 5$) entre la superficie y el año 1969 ± 3 . En el núcleo PMJB (Fig. 18 b) los valores de FE para Cr y V presentaron contaminación moderada ($2 < FE \leq 5$); así como FE entre 20 y 40 (fuertemente contaminado) para Pb y FE > 40 (extremadamente contaminado) para Ag, Cd, Cu, Ni, y Zn a partir del año 1976 ± 2 hacia el presente. En el núcleo PMUH (Fig. 18 c) los FE mostraron valores < 2 (indicativos de contaminación nula o mínima) para Cr, Cu y V, contaminación moderada ($2 < FE \leq 5$) para Ag, Cd y Ni, así como FE entre 20 y 40 (fuertemente contaminado) para Pb y Zn a partir del año 1918 ± 3 hacia el presente.

8.6 Evaluación de riesgo para la biota bentónica

Se compararon las concentraciones de los metales analizados en los tres núcleos con los valores de referencia “nivel de efecto umbral” y “nivel de efecto probable” (TEL y PEL, respectivamente, por sus siglas en inglés; Buchman, 2008, Tablas 9, 10 y 11). El valor TEL representa la concentración por debajo de la cual se espera que raramente ocurran efectos biológicos, y el valor PEL, la concentración por encima de la cual se espera que ocurran frecuentemente efectos adversos (MacDonald, 1995). Las concentraciones de Cu y Ni presentaron valores por encima del valor TEL en la mayoría de las secciones de los tres núcleos analizados, mientras que las concentraciones de Cr y Zn presentaron valores por arriba del valor TEL solo en algunas de las secciones más profundas (> 100 años) del núcleo PMJB y en el núcleo PMUH entre la superficie y de los 10 cm de profundidad (1962 ± 2 años), también se observaron concentraciones de Ni y Cr por encima del valor de

referencia PEL solo en una sección (9-10 cm de profundidad) en los núcleos PMJB (1976 ± 2 años, Tabla 9) y PMUH (1962 ± 2 años, Tabla 10).

8.7 Flujos de metales

Los intervalos generales para los flujos de metales se presentan en la tabla 13. De los tres núcleos analizados, el núcleo PMUH mostró los flujos más bajos para casi todos los metales analizados, excepto para Zn.

En el núcleo PCm los perfiles de los flujos de metales (Fig. 19) mostraron valores crecientes desde el año 1908 ± 6 hacia el presente (muestreo en 2017), con máximos entre 1980 ± 1 años y 1993 ± 0.8 años en casi todos los metales, excepto para V y Zn que presentaron valores máximos en la superficie del núcleo. El núcleo PMJB (Fig. 19) mostró valores crecientes a partir del año 1915 ± 8 hacia el presente para Cu, Ni, Pb y Zn, así como un incremento para Ag y Cd a partir del año 1976 ± 2 hacia el presente. Los flujos de Cr mostraron un aumento desde 1915 ± 8 años hasta 1959 ± 3 años y después del año 1959 los valores son casi constantes hacia el presente; mientras que el flujo de V fue errático a lo largo del núcleo. El núcleo PMUH (Fig. 19) mostró una tendencia de incremento progresivo a partir de 1901 ± 4 años hacia el presente en los flujos de Cr, Pb, V y Zn, mientras que los flujos de Ag y Cd mostraron un comportamiento errático desde el año 1901 ± 4 años al presente. El flujo de Cu mostró un aumento el año 1901 ± 4 hasta 1977 ± 1 años y después disminuye hacia la superficie del núcleo, mientras que el flujo de Ni se mantiene casi constante desde el año 1901 ± 4 hacia el presente, excepto por un máximo entre 1954 ± 2 años y 1962 ± 2 años (Fig. 19).

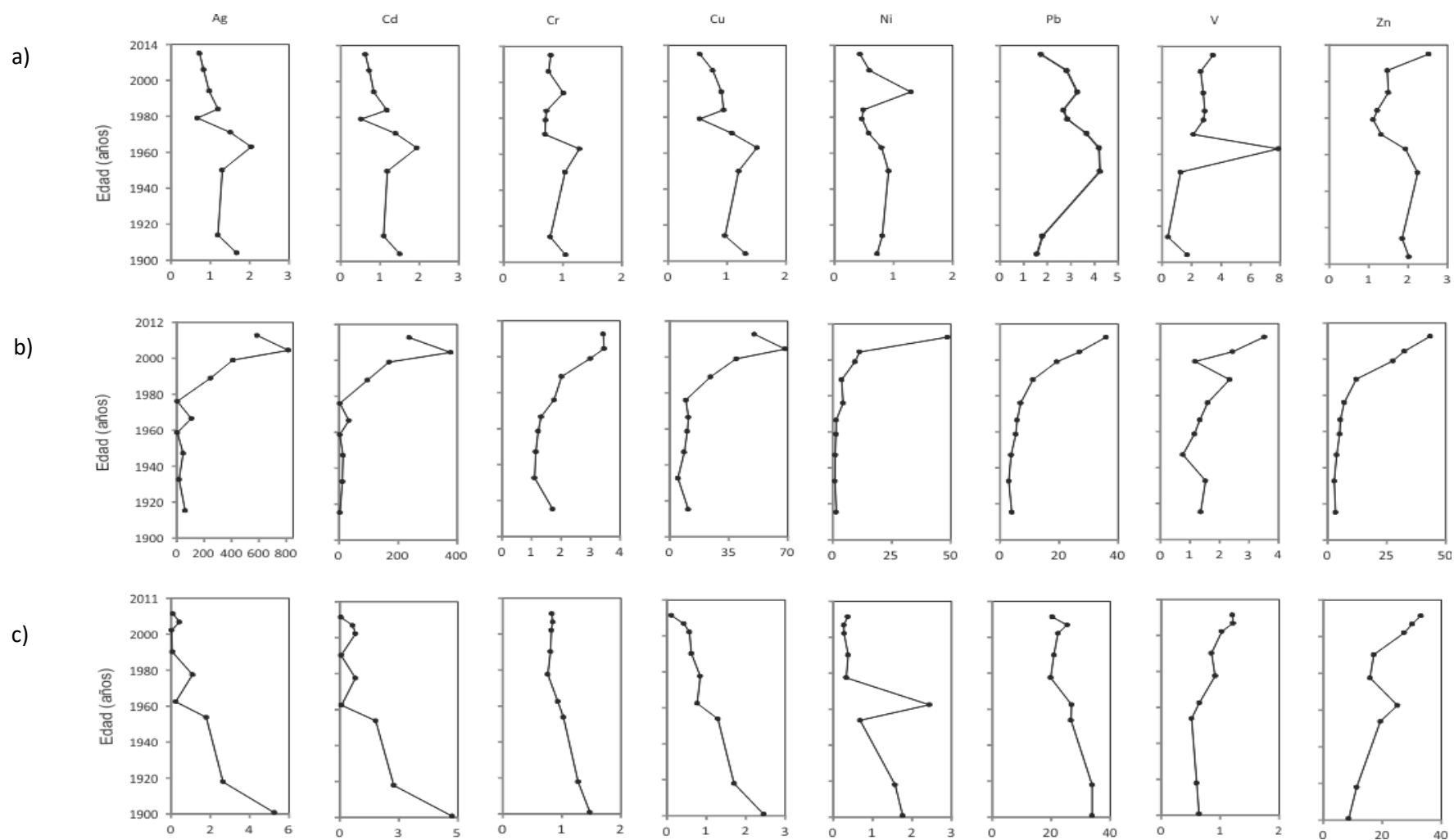


Figura 18. Factores de enriquecimiento de los elementos analizados en los núcleos sedimentarios PCm (a), PMJB (b) y PMUH (c), de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

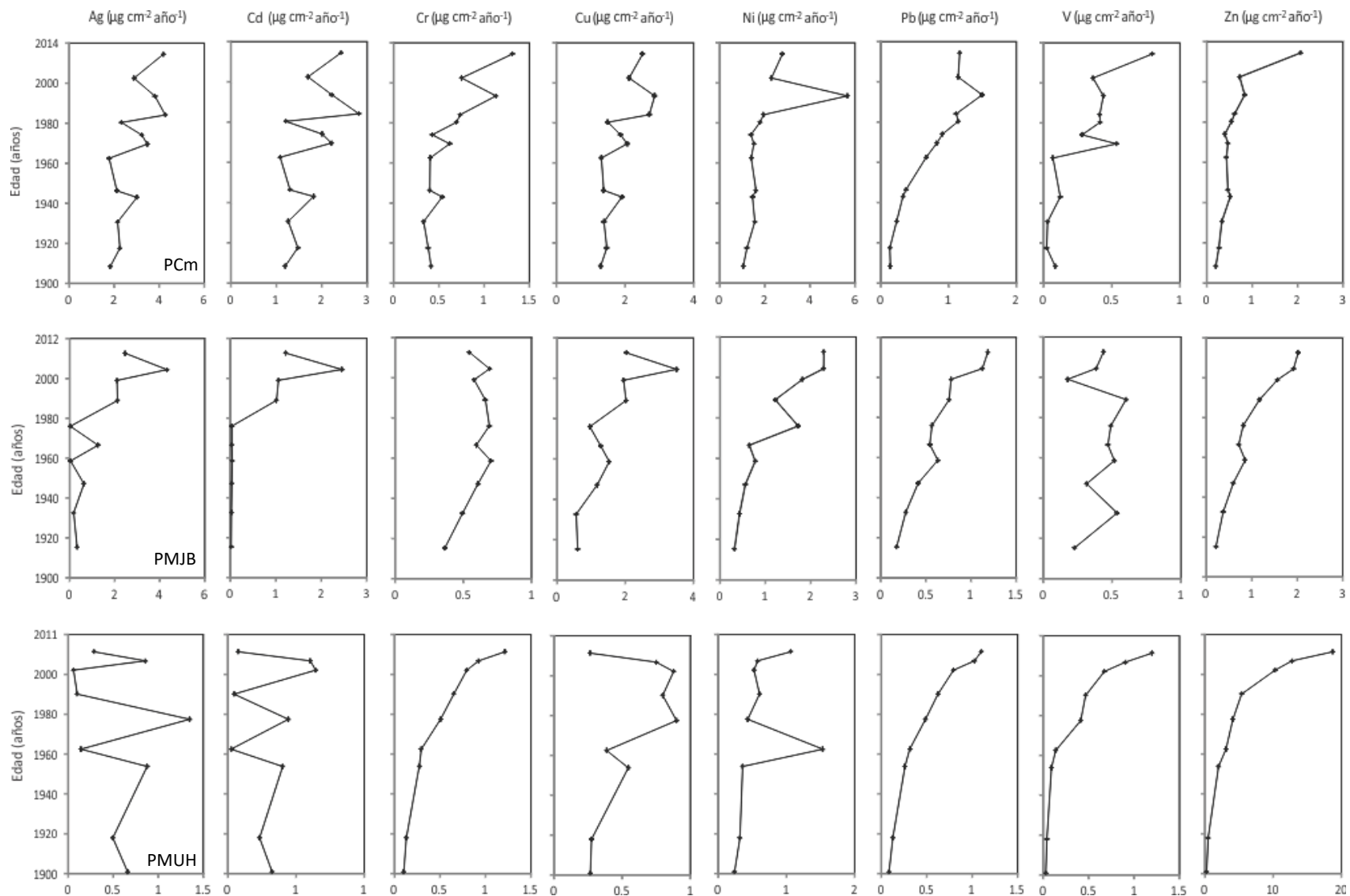


Figura 19. Flujos de metales pesados en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Tabla 12. Intervalos mínimos y máximos de los factores de enriquecimiento de metales en sedimentos de manglar de Puerto Morelos, Q. Roo, México

Núcleo	Ag		Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		V		Zn	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
PCm	0.67	2.04	0.52	1.94	0.70	1.28	0.54	1.51	0.43	1.21	1.56	4.23	0.39	7.86	1.11	2.52
PMJB	2.72	814.7	2.23	377.7	1.10	3.45	4.88	68.4	0.96	48.58	2.97	35.88	0.76	3.52	2.80	43.41
PMUH	0.03	5.25	0.05	4.75	0.76	1.47	0.11	2.45	0.26	2.44	19.80	33.86	0.52	1.22	8.62	33.07

Tabla 13. Intervalos mínimos y máximos de los flujos de metales en sedimentos de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México

Núcleo		Ag	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
		($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$)	($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$)	($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$)	($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$)	($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$)	($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$)	($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$)	($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$)
PCm	Min	1.78	1.08	0.33	1.29	1.04	0.13	0.02	0.20
	Max	4.27	2.85	1.31	2.86	5.66	1.50	0.80	2.07
PMJB	Min	0.03	0.02	0.37	0.56	0.32	0.18	0.18	0.21
	Max	4.33	2.45	0.70	3.50	2.29	1.19	0.60	2.02
PMUH	Min	0.06	0.02	0.10	0.27	0.24	0.08	0.03	0.23
	Max	1.35	0.64	1.21	0.90	1.53	1.10	1.20	18.73

8.8 Carbono orgánico e inorgánico

Los intervalos de concentraciones de C_{org} en los núcleos variaron como sigue: 39 - 41 % en PCm, 6 - 40 % en PMJB y entre 18 y 42 % en PMUH. De acuerdo al análisis de varianza y Tukey las concentraciones de C_{org} fueron significativamente ($p < 0.05$) más bajas en el núcleo PMJB (Fig. 20) que en los otros dos núcleos, que tuvieron valores comparables (Tabla 7). El núcleo PCm (Fig. 14 a) presentó concentraciones de C_{org} homogéneas a lo largo del perfil; en el núcleo PMJB las concentraciones de C_{org} disminuyen con la profundidad (Fig. 14 b), en tanto que el núcleo PMUH las concentraciones de C_{org} son homogéneas en la mayor parte del núcleo pero disminuyen en la sección más superficial (Fig. 14 c).

Las concentraciones de C_{inorg} en el núcleo PCm variaron de 0.6 a 3.2%, en el núcleo PMJB de 4 a 11% y en el núcleo PMUH de 0.6 a 15 %. De acuerdo al análisis de varianza y Tukey, el valor promedio de concentración de C_{inorg} en el núcleo PCm fue significativamente más bajo que en los otros dos núcleos, que tuvieron valores comparables. (Fig. 20, Tabla 7). Las concentraciones de C_{inorg} en el núcleo PCm mostraron un perfil errático (Fig. 14 a) con dos mínimos subsuperficiales; en el núcleo PMJB (Fig. 14 b) fueron constantes por debajo de 30 cm de profundidad y disminuyeron hacia la superficie; y en el núcleo PMUH fueron cercanas a cero a lo largo del perfil, excepto por dos máximos subsuperficiales (Fig. 14 c).

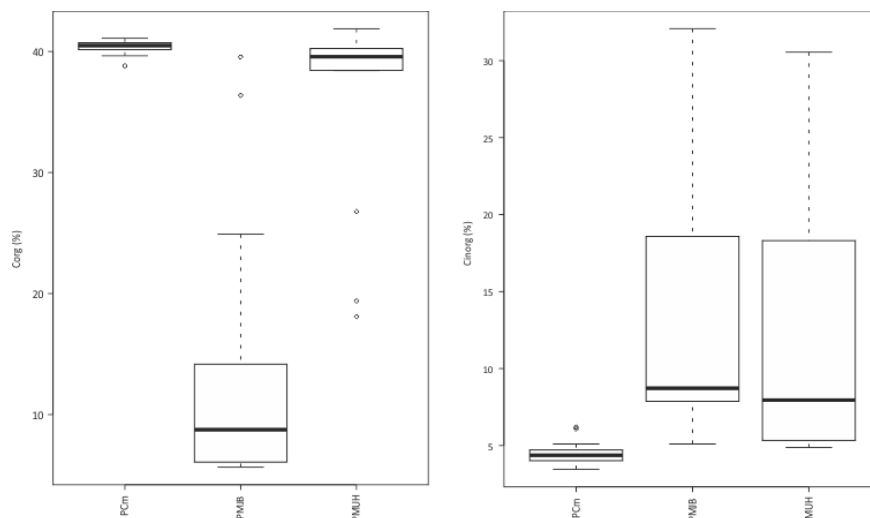


Figura 20. Gráfico de caja y bigotes de la concentración de carbono orgánico (C_{org}) y carbono inorgánico (C_{inorg}) en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q.Roo, México.

8.9 Proporción C/N

Los valores de las proporciones de C:N en el núcleo PCm oscilaron entre 17 y 29, en el núcleo PMJB entre 14 y 22 y en el núcleo PMUH entre 13 y 29. Los resultados del análisis de varianza y Tukey mostraron que los intervalos de valores de C:N en los núcleos PCm y PMUH fueron comparables ($p > 0.05$, Fig. 21), mientras que en el núcleo PMJB son significativamente más bajos ($p < 0.05$). En el núcleo PCm se observó un comportamiento errático a lo largo del perfil (Fig. 14 a); en el núcleo PMJB (Fig. 14 b), la proporción C:N fue casi constante entre el fondo y 18 cm de profundidad y aumentó hacia la superficie del núcleo. En el núcleo PMUH los valores más altos se observaron en la parte más profunda del núcleo y mostraron una tendencia a disminuir hacia la superficie donde se observó el valor mínimo de la proporción C:N (Fig. 14 c).

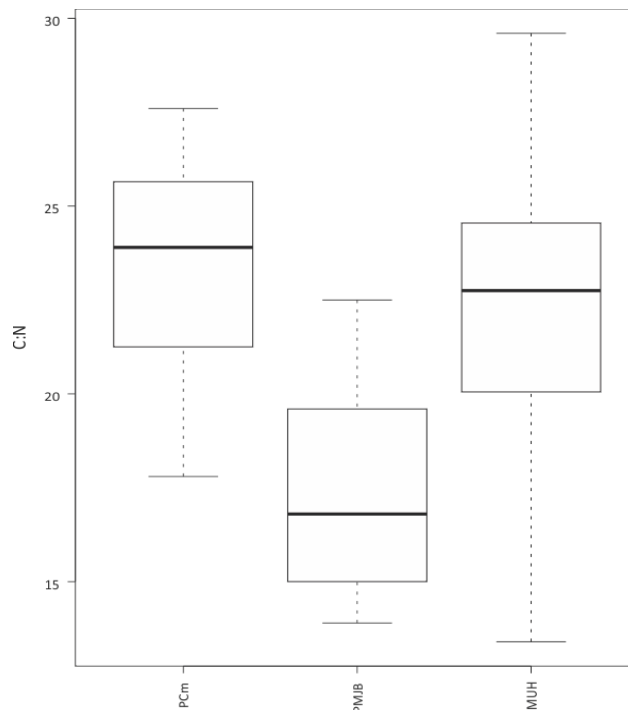


Figura 21. Gráfico de caja y bigotes de la proporción C:N en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

8.10 Isótopos estables $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$

Los intervalos de valores de $\delta^{13}\text{C}$ en el núcleo PCm variaron de -29.70 a -27.32 ‰, para el núcleo PMJB de -32.50 a -27.40 y para el núcleo PMUH de 29.70 a 26.98 ‰. Los intervalos de valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaron de 0.58 a 1.64 ‰ en el núcleo PCm, en el núcleo PMJB de 0.39 a 3.45 ‰ y para el núcleo PMUH de 1.0 a 4.79 ‰. Los resultados del análisis de varianza y Tukey mostraron que el núcleo PMJB presentó los intervalos más amplios para ambos indicadores (Fig. 22), sin embargo, las concentraciones de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en los tres núcleos son comparables ($F= 0.046$, $gl=2$, $p>0.05$).

En el núcleo PCm, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ fueron constantes por debajo de 20 cm de profundidad y disminuyeron hacia la superficie del núcleo (Fig. 14 a). El perfil de $\delta^{13}\text{C}$ del núcleo PMJB mostró valores decrecientes desde el fondo hasta ~35 cm de profundidad, y a lo largo de los 20 cm más superficiales (Fig.14 b). El núcleo PMUH mostró valores relativamente constantes de $\delta^{13}\text{C}$ hasta ~25 cm, seguidos por una disminución hacia la superficie del núcleo (Fig.14 c).

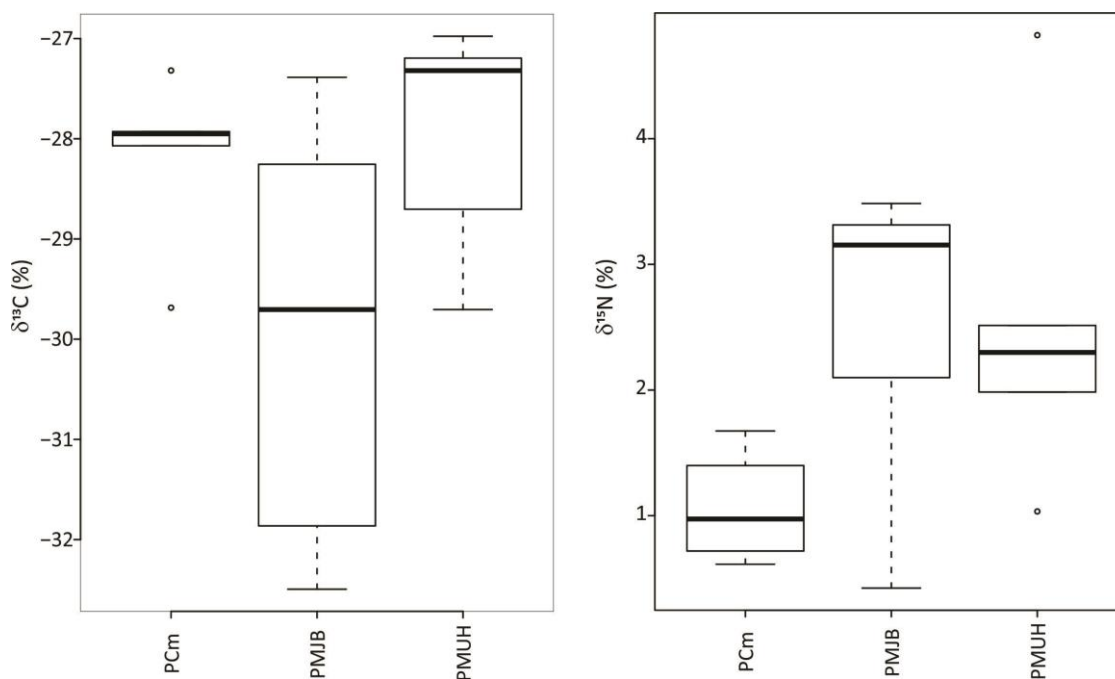


Figura 22. Gráfico de caja y bigote de las concentraciones de isotopos $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q.Roo, México.

El perfil de valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el núcleo PCm está incompleto debido a dificultades analíticas (Fig.14 a). En el núcleo PMJB (Fig. 14 b) se observaron valores constantes de $\delta^{15}\text{N}$ desde el fondo hasta ~ 20 cm de profundidad y decrecientes hacia la superficie; mientras que en el núcleo PMUH, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ son también constantes desde el fondo hasta ~ 20 cm de profundidad, a partir de donde aumentaron hacia la sección más superficial (Fig. 14 c).

8.11 Flujos de carbono

Los intervalos de flujos de C_{org} obtenidos fueron: $72.7 - 374.7 \text{ g m}^{-2}\text{año}^{-1}$ en núcleo PCm, entre $26.1 - 342.2 \text{ g m}^{-2}\text{año}^{-1}$ en PMJB y $35.5 - 146.3 \text{ g m}^{-2}\text{año}^{-1}$ en PMUH. Los perfiles de flujos de C_{org} respecto a la edad de los sedimentos en los tres núcleos analizados mostraron un incremento a partir de 1900 (Fig. 23) hacia el presente. El perfil del flujo de C_{org} en el núcleo PCm mostró un máximo en 1993 ± 0.5 años (Fig. 23); en el núcleo PMJB se observó una ligera disminución en 1966 ± 3 años; y en el núcleo PMUH, se observaron valores casi constantes entre 1901 ± 3 y 1970 ± 1 años y un valor mínimo en 1990 ± 0.9 años.

8.12 Inventarios de carbono

Los inventarios de C_{org} en los tres núcleos analizados presentaron un intervalo de 272 ± 1.4 a $490 \pm 1.4 \text{ Mg ha}^{-1}$. De acuerdo con el análisis de varianza y Tukey el núcleo PMJB presentó el intervalo en los inventarios de C_{org} más amplio (0.92 a 10.76 Mg ha^{-1}), mientras que los núcleos PCm (5.73 a 12.41 Mg ha^{-1}) y PMUH (2.42 a 16.73 Mg ha^{-1}) fueron comparables ($F=12$, $gl=2$, $p>0.05$, Fig. 24). Los inventarios a cada 10 cm (máximo 60 cm) mostraron valores significativamente más bajos en el núcleo PMJB para la mayoría de los intervalos medidos, excepto para el intervalo de 0 a 10 cm donde no se observaron diferencias significativas en los tres núcleos analizados (Fig. 25).

Flujo de C_{org} ($g\ cm^{-2}\ año^{-1}$)

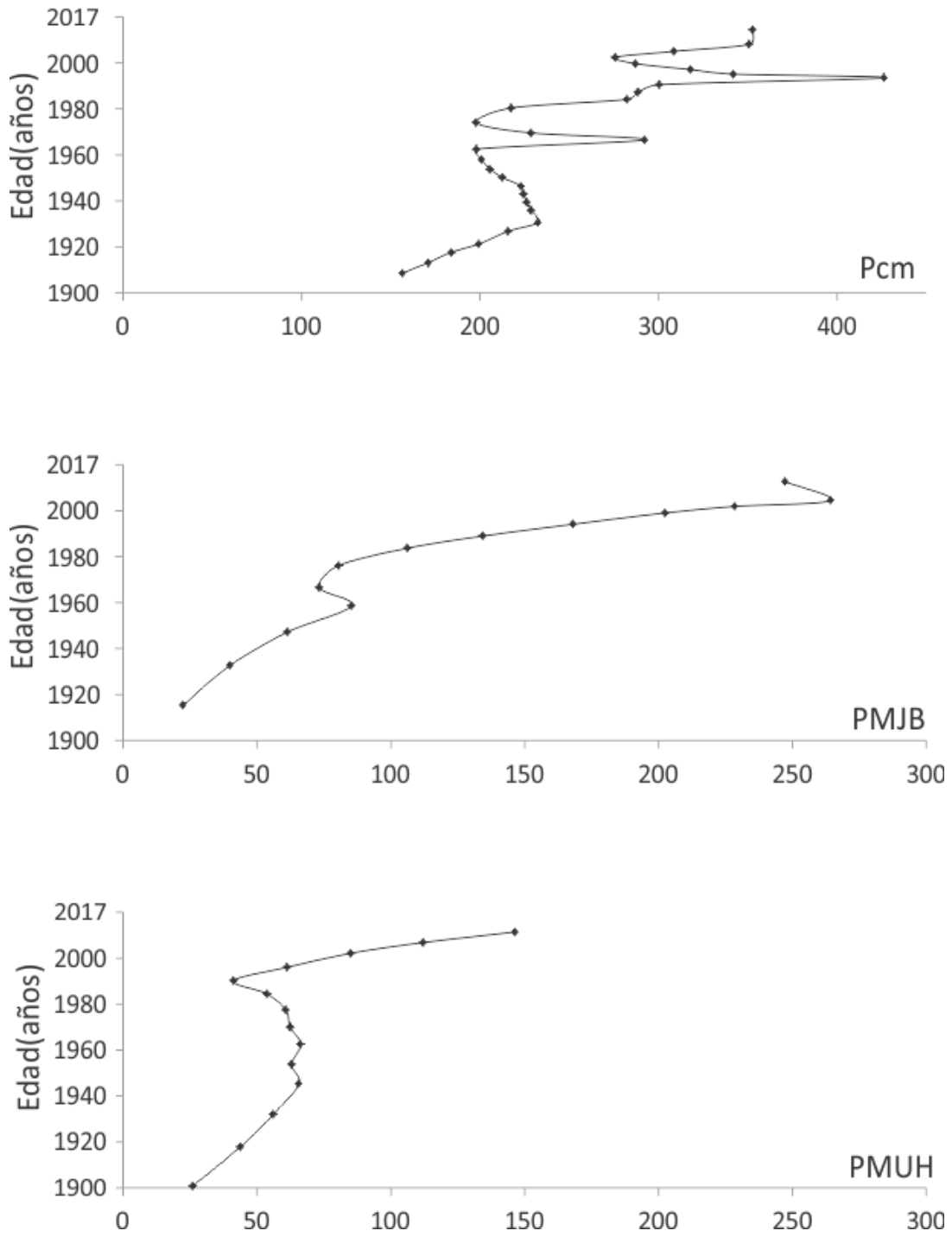


Figura 23. Flujos de carbono orgánico (C_{org}) en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

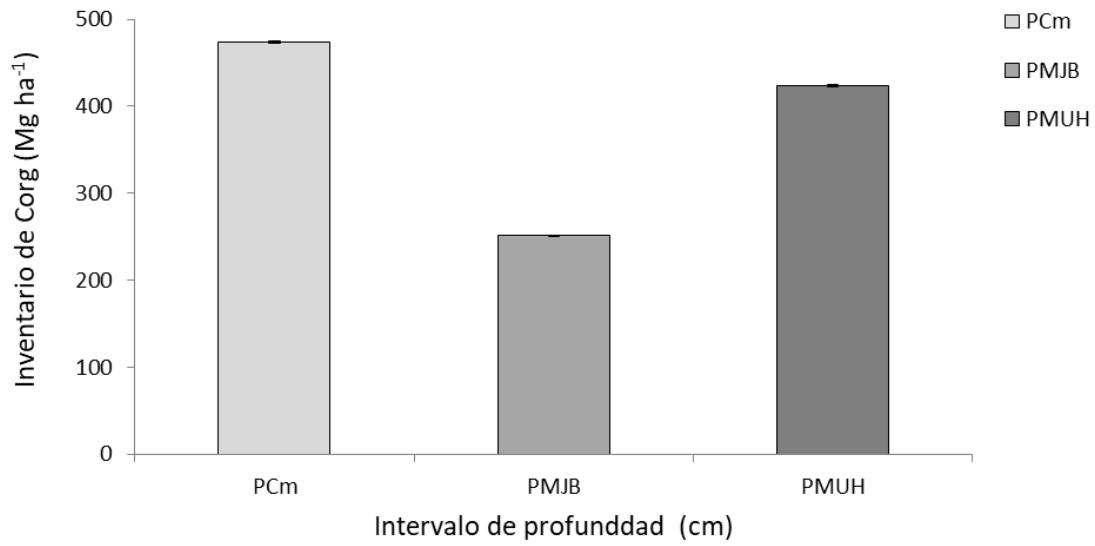


Figura 24. Inventarios de carbono a 60 cm de profundidad en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

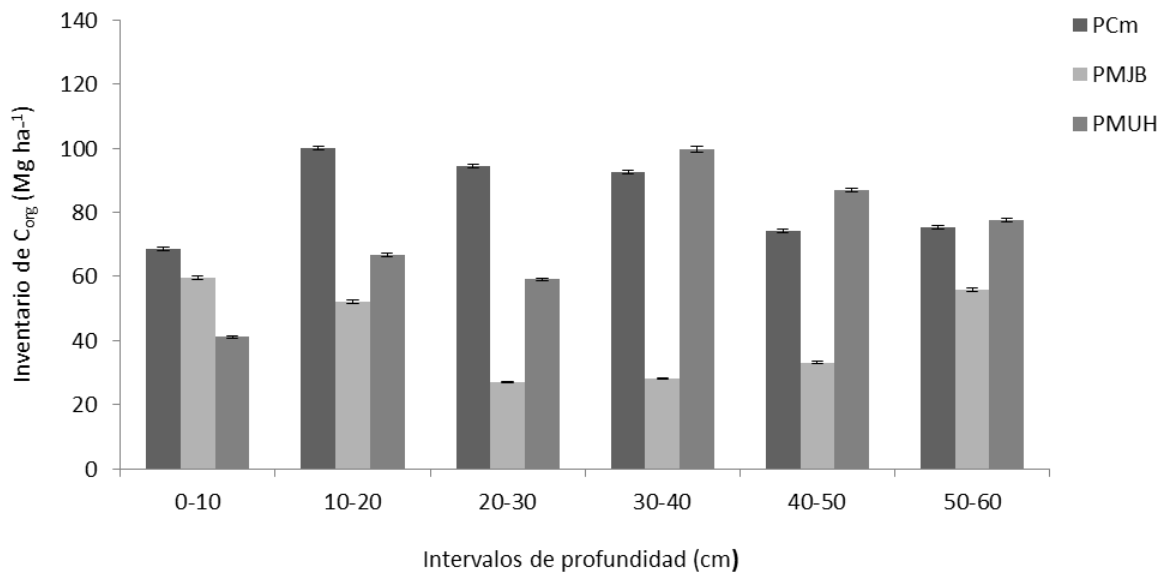


Figura 25. Inventarios de carbono a cada 10 cm de profundidad en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

8.13 Análisis de factores

El análisis de factores (AF) incluyó 25 variables (Tabla 14): porcentaje de fracciones de tamaño de grano (arenas, limos y arcillas), SM, concentración elemental (Ag, Al, Br, Ca, Cd, Cl, Cr, Cu, Fe, Mn, Na, Ni, Pb, Ti, V, Zn), las proporciones isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ y las concentraciones de C_{org} y C_{ing} . Dos factores (procedencia y tamaño de grano), explicaron el 65% de la variabilidad de la base de datos. El Factor 1 (Procedencia) contribuyó con el 50% de la varianza explicada e incluyó como variables significativas a las concentraciones de los elementos indicadores de terrígenos (Al, Ti), redox (Fe, Mn), metales “traza” u oligoelementos (Cr, Pb y V), C_{inorg} , Ca y Sr, así como los valores de SM con cargas positivas, y con carga negativa a las concentraciones de los elementos de origen marino (Na y Cl), de C_{org} y de Cd (Fig. 26). El factor 2 (tamaño de grano) explicó el 15% de la varianza y se agruparon como variables significativas el porcentaje de limos con carga positiva y las arenas y Br con cargas negativas (Fig. 21).

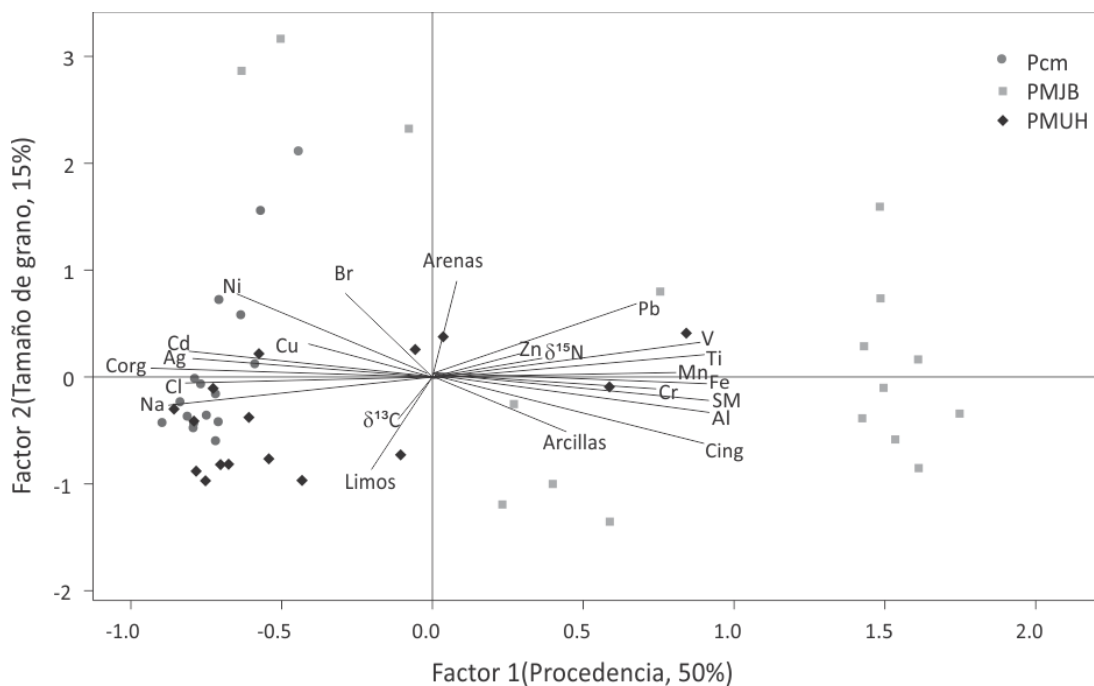


Figura 26. Análisis Factorial de variables geoquímicas en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo.

Tabla 14. Resultados del análisis de factores para variables geoquímicas en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Variable	Factor 1	Factor 2
C _{org}	-0.934	0.083
Ti	0.918	-0.035
Al	0.918	-0.032
SM	0.908	0.039
Cr	0.908	0.005
V	0.904	0.062
Mn	0.89	0.225
Na	-0.829	-0.25
Cl	-0.82	-0.057
Ag	-0.808	0.237
Fe	0.808	0.043
Cd	-0.795	0.174
C _{inorg}	0.743	-0.001
Pb	0.69	0.468
Cu	-0.661	0.5
Arcillas	0.458	-0.411
Ni	-0.411	0.31
δ ¹⁵ N	0.364	0.175
Zn	0.285	0.191
Arenas	0.08	0.898
Limos	-0.203	-0.867
Br	-0.289	0.783
δ ¹³ C	-0.114	-0.394

9. Discusión

9.1 Radiocronología y tasas de acumulación

Los perfiles de actividad de ^{210}Pb en los núcleos PCm y PMUH mostraron una disminución gradual desde la parte superficial hacia el fondo, indicativa de un sistema sedimentario no perturbado por mezclado físico o biológico (Robbins y Edgington, 1975; Ruiz-Fernández et al., 2009; Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). En contraste, el perfil de actividad de ^{210}Pb en el núcleo PMJB se aleja de la tendencia de desintegración exponencial, que puede ser el resultado de cambios en la tasa de acumulación sedimentaria (Legeleux et al., 1994; Ruiz-Fernández et al., 2007).

Los tres núcleos sedimentarios presentaron un máximo bien definido de ^{137}Cs . Los núcleos PMJB y PMUH presentaron el máximo esperado alrededor de 1963, sin embargo el núcleo PMJB mostró actividad de ^{137}Cs en sedimentos mayores a 100 años, lo cual podría ser resultado de difusión y re-adsorción del ^{137}Cs , principal mecanismo de removilización descendente del ^{137}Cs (Davis et al., 1984). El núcleo PCm presentó un máximo de ^{137}Cs entre 1974 ± 3 años y 1984 ± 1 años, casi 10 años después del máximo registrado, que es probablemente el resultado de una entrada retardada de sedimentos por escorrentía debido a la erosión de suelos enriquecidos con ^{137}Cs (Ruiz-Fernández et al., 2019, en revisión). Adicionalmente, en altas salinidades se puede producir una desorción y movilidad de ^{137}Cs , debido al aumento de iones que compiten, como el sodio y el potasio, al mezclarse con agua de mar, o por el intercambio de iones de ^{137}Cs de sedimentos por cationes como NH_4^+ , Fe^{+2} y Mn^{+2} liberados en condiciones anaeróbicas (Evans et al., 1983; Ruiz-Fernández et al., 2019, en revisión). No obstante, la actividad de ^{137}Cs en el núcleo PCm comienza a ser detectable a partir de 22 cm de profundidad (1946 ± 3 años), lo que coincide con el inicio de las pruebas nucleares (1945, Trinity test, Alamogordo, EE.UU.; Ruiz-Fernández et al., 2019, en revisión), lo cual confirma que estos sedimentos se depositaron después de este periodo.

El intervalo de valores para TAS en los tres núcleos analizados fue comparable con la TAS reportadas para núcleos sedimentarios recolectadas en zonas de manglar de las lagunas

de Términos y Celestún, en México; y de Parangua, Brasil; Florida Keys, USA; Hinchinbrook, Australia (Tabla 15). Asimismo, el intervalo de TAM en los tres núcleos analizados fue comparable con los reportados para núcleos sedimentarios recolectados en áreas intermareales en el noroeste de la Península de Yucatán (Ruiz-Fernández et al., 2019, Tabla 15).

El aumento gradual de las tasas de acumulación másica hacia el presente observado en los tres núcleos (Fig. 11) puede atribuirse a actividades antrópicas tales como la urbanización y turismo en la zona (construcción hotelera y de carreteras) ya que este tipo de actividades tienen el potencial de afectar la variabilidad ambiental natural debido a la deforestación y cambios de uso de suelo que provocan la erosión de terrenos adyacentes a la zona de manglares, y que suministran sedimentos a los sistemas acuáticos con el consecuente aumento de las tasas de acumulación (Witt et al., 2011).

Tabla 15. Valores de TAM y TAS en sedimentos de manglares de México y otras partes del mundo.

Sitio	TAS (cm año ⁻¹)	Referencia
Laguna Celestun, México	0.03-0.09	Lynch et al., 1989
Laguna de Términos, México	0.01-0.44	Carnero-Bravo et al., 2018
Parangua, Brasil	0.02	Sanders et al., 2010
Florida Keys, USA	0.19-0.42	Callaway et al., 1997
Hinchinbrook, Australia	0.18-0.25	Brunskill et al., 2002
PCm	0.16-0.68	Este estudio
PMJB	0.06-0.49	Este estudio
PMUH	0.05- 0.33	Este estudio
Núcleos de costa		
	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	
PC-CP04, Noreste de Yucatán	0.004-0.08	Ruiz-Fernández et al., 2019
PC-IA03, Noreste de Yucatán	0.01-0.11	Ruiz-Fernández et al., 2019
PC-IA04, Noreste de Yucatán	0.02-0.18	Ruiz-Fernández et al., 2019
PCm	0.04-0.11	Este estudio
PMJB	0.02-0.07	Este estudio
PMUH	0.01-0.08	Este estudio

9.2 Tamaño de grano y procedencia de metales

Los sedimentos analizados fueron predominantemente limosos (29-82 %). El predominio de sedimentos finos se asocia como áreas donde la energía de los procesos hidrodinámicos es baja y los procesos de sedimentación se ven poco afectados por las condiciones hidrodinámicas como el oleaje, corrientes y mareas, los cuales son los principales factores que afectan la distribución del tamaño de grano en el sedimento. En los ecosistemas de manglar la vegetación favorece el depósito y acumulación de partículas finas ya que sus raíces actúan como estabilizadores del sustrato sedimentario (May-Kú et al., 2016).

El núcleo PCm mostró en la parte más superficial un aumento en el porcentaje de arenas, en las concentraciones de Ti y Al (correlación positiva $r \geq 0.68$, $p < 0.05$) y algunos metales (Ag, Cd, Cu y Zn), así como la disminución en el porcentaje de limos y en las concentraciones de elementos indicadores de salinidad (Na y Cl), lo que sugiere un aporte de sedimentos de origen terrígeno resultado de la erosión y transporte de suelos por escorrentías (Moss et al., 1998). Por otro lado el aumento en el porcentaje de limos junto con el aumento en las concentraciones de Al, Ti, V, Zn y las correlaciones negativas ($r \leq -0.92$, $p < 0.05$) con Cl y Na sugieren un aporte de sedimentos de origen terrígeno hacia la parte superficial en el núcleo PMUH.

En el núcleo PMJB, la disminución en los indicadores de origen terrígeno (Al y Ti), la correlación negativa con C_{org} ($r \leq -0.66$, $p < 0.05$), la disminución en los valores de $\delta^{13}C$ y el aumento en la relación C:N sugieren un incremento en la productividad del manglar, lo que provoca una dilución de la señal terrígena en los sedimentos (Fig. 15 b)(Billo, 1991; Mayer et al., 2007; Chagué-Goff et al., 2012). De acuerdo al análisis de factores, el factor 1 contribuye con 50 % de la variabilidad de la base de datos. La asociación de Fe, Cr, V, Zn y la correlación ($r \geq 0.82$, $p < 0.05$) entre ellos refleja que provienen de una misma fuente, lo que sugiere que los óxidos de Fe son la principal fase de adsorción de los metales pesados (Jiang et al., 2014; Li et al., 2013). La asociación de C_{inorg} con Cr y Zn y la correlación significativa entre ellos ($r \geq 0.59$, $p < 0.05$) indica que estos elementos están siendo transportados junto con los carbonatos como producto del intemperismo de las rocas

calizas que integran el sustrato geológico de los alrededores de Puerto Morelos (Islebe y Sánchez, 2001; Gassó y Stein, 2007; Elizondo et al., 2011). Debido a que Al es un elemento indicador de procedencia terrígena (Pattan et al., 2005), la correlación de la concentración de Al y las concentraciones de Cr, Pb, Zn y SM ($r \geq 0.60$, $p < 0.05$) probablemente sean resultado de aporte terrígeno al manglar.

El Factor 2 (Tamaño de grano) explica la asociación inversa entre limos (carga positiva) y arenas (carga negativa), lo cual podría indicar cambios en los procesos hidrodinámicos en los manglares (Caitcheon, 1993), así como también la agrupación en este factor de metales pesados (Cr, Pb, V y Zn) y el contenido de arcillas demuestra la afinidad de estos elementos a la fracción fina del sedimento (Ravichandran et al., 1995) debido a que estos tienen mayor superficie de contacto por unidad de volumen que los sedimentos gruesos (Shmidt-Nielsen, 1984).

9.3 Contaminación por metales pesados

9.3.1 Factores de enriquecimiento

Los valores del factor de enriquecimiento de Ag, Cd, Cr, Cu, Cu, Ni en los núcleos PCm y PMUH no mostraron enriquecimiento ($EF < 2$) lo cual indica contaminación mínima o nula y que las variaciones en las concentraciones son más bien el resultado de cambios en la composición de los sedimentos (Loring, 1991; Usero et al., 1997), en tanto que el enriquecimiento de Pb, V y Zn en los sedimentos superficiales de los núcleos podrían deberse a fuentes antropogénicas. El enriquecimiento por Zn podría ser resultado del uso de fertilizantes utilizado en suelos agrícolas (Lawson y Winchester, 1979) y al uso de recubrimientos de protectores metálicos anticorrosivos (Alloway, 1995) en embarcaciones pequeñas usadas para pesquería; mientras que Pb y V podrían asociarse con la combustión de compuestos derivados del petróleo (Lawson y Winchester, 1979). El incremento del factor de enriquecimiento de Ag, Cd, Cr, Cu, Cu, Ni a partir de 1980 en el núcleo PMJB podría explicarse por la creación del desarrollo turístico “Riviera Maya” que comenzó en la zona de estudio a partir del año 1980 con lo que se incrementó y aceleró el desarrollo de carreteras, la expansión urbana debido al turismo, el uso de embarcaciones

para uso recreativo y con ello descargas “accidentales” y quema de combustibles derivados del petróleo.

Se compararon las concentraciones de los elementos contaminantes en manglares de Puerto Morelos con los valores TEL (valores de nivel de efecto umbral) y PEL (de nivel de efecto probable; Buchman, 2008). Se observó que las concentraciones de Cr, Cu y Ni a lo largo de los últimos 100 años, presentaron valores por encima del valor TEL en los tres núcleos, sin embargo el FE en los núcleos PCm y PMUH no mostró un enriquecimiento alto, esto implica que las concentraciones naturales de estos elementos en la región son lo suficientemente altas para alcanzar niveles potencialmente tóxicos (Medina-González et al., 2004; González Herrera et al., 2018), por lo que el incremento en la intensidad de procesos erosivos provocada por los cambios de uso de suelo alrededor de los manglares pudiera inducir un riesgo toxicológico debido a la latente transferencia de estos metales a la biota (Ruiz-Fernández et al., 2019). Se observaron concentraciones de Ni y Cr por encima del valor PEL en la parte más superficial del núcleo PMJB lo que indica el riesgo de efectos nocivos para la biota bentónica. Las concentraciones de Ni y Cr en la superficie del núcleo (que mostraron altos valores de factor de enriquecimiento) son probablemente debidas a fuentes antropogénicas probablemente debidas al uso y quema de combustibles fósiles (Bosco et al., 2005).

Las concentraciones de Cu y Cr en los manglares de Puerto Morelos fueron comparables con las concentraciones reportadas para sedimentos de marismas asociadas a la laguna Estero de Urías, Sinaloa (Serrato de la Peña, 2014); y las de Ni y Pb con las concentraciones en sedimentos de la laguna de Términos, Campeche (De La Cruz-Landeros et al., 2013), ambas consideradas como moderadamente contaminadas (Tabla 16). Asimismo, las concentraciones de Cu, Ni y Zn determinadas en este estudio son comparables con las reportadas para sedimentos de manglar en Ciénega Grande, Colombia (Espinosa et al., 2011), y las de Cu, Ni, Pb y V son comparables para las concentraciones determinadas en manglares de Nigeria (Essien et al., 2009), ambos sitios considerados como no contaminados y las concentraciones de Pb y Ni son comparables con las concentraciones

de los sedimentos considerados como contaminados en manglares de Guayaquil, Ecuador (Fernández-Cadena et al., 2014, Tabla 17).

Tabla 16. Concentración de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de manglar en México y otras partes del mundo.

Sitio/grado de contaminación	V	Cu	Zn	As	Pb	Co	Cr	Ni	Referencias
PCm/ MC	1.4	21.5	3.3	ND	1.8	ND	5.8	27.2	Este estudio
	9.1	30.5	23.6		20.4		15.9	53	
PMJB/ C	3.2	14.3	6.1	ND	2.7	ND	8.7	14.4	Este estudio
	59.6	35	32.3		24.4		76	53.4	
PMUH/ MC	1.4	3.5	4	ND	1.8	ND	9.4	11.9	Este estudio
	15.8	23.3	247		14.5		17.3	87.5	
Estero de Urías	53.3	21	40	7	12.2	3.2	18.2	16.5	Serrato de la Peña (2014)
México/ MC	248.4	72.7	119.3	54	40.2	27.7	60.6	73.4	De la Cruz-Landero et al. (2013)
Laguna de Términos	ND	ND	ND	ND	9	ND	ND	31	
México/ MC					16			82	Espinosa et al. (2011)
Ciénega Grande	ND	9.6	28.2	7.3	29.2	ND	34.6	8.3	
Colombia/ NC		21.6	65	25.6	81.7		50.9	19.8	Essien et al. (2009)
Cross River	1.7	23	126.4	ND	7.2	ND	19.2	15.2	
Nigeria/ NC	14.6	36.2	212.3		26.6		37.9	30.3	Fernández-Cadena et al. (2014)
Guayaquil	96.8	47.1	93.9	2.6	21	5.6	33.9	27.4	
Ecuador/ C	159.9	206.5	527.2	7.5	56.4	18.4	73.8	60.9	
TEL	ND	34	150	8.2	46.7	ND	81	20.9	Buchman (2008)
PEL	ND	108	271	41.6	112	ND	160	42.8	Buchman (2008)

C=Contaminado.

NC=No contaminado.

MC= Moderadamente contaminado.

TEL= nivel de efecto umbral.

PEL= nivel de efecto probable.

ND = No disponible

9.3.2 Flujos de metales

Los flujos de metales pesados en los sedimentos de los núcleos PCm y PMUH (excepto Ag, Cd y Cu) mostraron un aumento a partir de la década de 1900. Este incremento en los flujos de estos metales puede atribuirse a que en 1900 la franja de costa fue concesionada a un grupo de pobladores que establecieron pequeños ranchos dedicados al cultivo de palma y producción de copra, que eran fertilizados por guano o estiércol los cuales contiene metales pesados como Cr, Ni, Pb y Zn en concentraciones moderadas o altas (Cruz-Coria et al., 2013).

Los flujos de metales pesados (Ag, Cd, Cu, Ni, Pb y Zn) en los sedimentos del núcleo PMJB aumentaron rápidamente desde principios de 1980 (Fig. 19 b), lo que indica un impacto creciente progresivo y acelerado de las actividades antropogénicas. La creación del Jardín botánico (entre 1976 y 1982, Odilón Sánchez y Gerald Islebe, 2000) trajo consigo la construcción de carreteras y caminos que permitieran el acceso a la zona, lo que conllevó a una interrupción parcial del flujo superficial y con ello a una mayor acumulación de metales pesados en los sedimentos de manglares en esta zona.

El aumento hacia la superficie en los flujos de metales es una evidencia de la contaminación antrópica que se ha dado en la zona de estudio debido al desarrollo de actividades mercantiles desde 1960 (pesca intensiva, transporte de maderas preciosas, y desarrollo turístico) que llevaron a la construcción de muelles de embarque y aumento en el uso de combustibles, lo que generó enriquecimiento de metales contaminantes (principalmente de los derivados del petróleo) en la zona. También con la construcción de una terminal marítima en 1994 Puerto Morelos se convirtió en el principal puerto de carga de Quintana Roo desarrollándose como puerto industrial y pesquero (Cruz-Coria et al., 2013) teniendo como consecuencia un aumento en la contaminación por metales tanto en agua como en sedimento.

9.4 Concentraciones, flujos e inventarios de carbono en los sedimentos

En el núcleo PCm se observaron pequeñas variaciones en la concentración de C_{org} a lo largo del perfil, lo que podría indicar variaciones en el suministro o en la tasa de

degradación de carbono y que estos pequeños cambios en las concentraciones sean el resultado de variaciones en los procesos hidrodinámicos del manglar que suministran diferentes tamaños de partículas sedimentarias. El aumento en las concentraciones de C_{org} hacia la superficie del núcleo PMJB podría explicarse por el incremento constante en la TAM y en la TAS (Fig. 11), lo cual provoca un mayor enterramiento de C_{org} . La correlación inversa entre las concentraciones de C_{org} y los valores de SM ($r = -0.62$, $p < 0.05$), dado que el C_{org} es un materia diamagnético (tiene carga negativa; Dearing, 1999), muestran la entrada de sedimentos ricos en C_{org} , ya que a mayor concentración de C_{org} los valores de SM disminuyen (Fig. 14-b), en contraste, la disminución de las concentraciones de C_{org} hacia la superficie en el núcleo PMUH y la correlación inversa entre C_{org} , C_{inorg} , Cr y Zn ($r \geq -0.82$, $p < 0.05$) podría deberse a una dilución de la señal de carbono orgánico debido a una rápida acumulación de sedimentos ricos en elementos terrígenos y metales pesados.

Los intervalos de concentración de carbono orgánico en los núcleos sedimentarios en manglares de Puerto Morelos son comparables a las concentraciones reportadas en sedimentos de manglar de las lagunas de Nichupté y Mahahual, Quintana Roo (Gutiérrez-Mendoza y Herrera-Silveira, 2015), Celestun, Progreso y Dzilam, Quintana Roo (Gutiérrez-Mendoza y Herrera Silveira, 2016), y como en la Reserva de la Biósfera en Sian Ka'an, Quintana Roo (Adame et al., 2013); y son mucho mayores a las concentraciones reportadas para manglares en la Bahía de Guanabara en Brasil (Pérez et al., 2018), los bosques de manglar de China (Li et al., 2013), y en los manglares del Estero Mersey en Inglaterra (Ogrinc et al., 2005) (Tabla 17).

9.5 Fuentes de materia orgánica

En los tres núcleos analizados los valores de $\delta^{13}C$ (-32 a -20 ‰) son valores de plantas vasculares que siguen el camino fotosintético C3, como los manglares (Barros et al., 2010), esto sugiere que la dominancia de materia orgánica en los manglares de Puerto Morelos es principalmente de origen terrestre, y las variaciones en los valores isotópicos de $\delta^{13}C$ en cada núcleo podrían deberse al grado de degradación del carbono *in situ* (Thornton y McManus, 1994). Los valores en la relación C:N sugieren un aporte de materia orgánica de plantas superiores (generalmente valores mayores 20, Mayer, 1994; Tyson, 1995). A

partir del grafico C: N/ $\delta^{13}\text{C}$ (Fig. 27) se pudo comprobar que el intervalo de valores de los tres núcleos analizados son valores predominantes de materia orgánica de origen terrestre (Cloern et al., 2002).

Los intervalos de valores de $\delta^{15}\text{N}$ (0.39 a 4.79 ‰) en los tres núcleos analizados podrían representar una mezcla entre valores de sedimento continental (-0.5 a 1.3 ‰ $\delta^{15}\text{N}$), fertilizantes artificiales (-3 a 3 ‰ $\delta^{15}\text{N}$) y sedimento marino (3 a 12 ‰ $\delta^{15}\text{N}$), esto podría deberse a que la firma isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ puede perderse o sobreponerse por alteración bioquímica antes o poco después del depósito sedimentario (Thornton y Mcmaus, 1994), lo que dificulta su utilidad como indicador de contaminación por actividades antrópicas. (Carruthers et al., 2005; Costanzo et al., 2005; Vizzini y Mazzola, 2006).

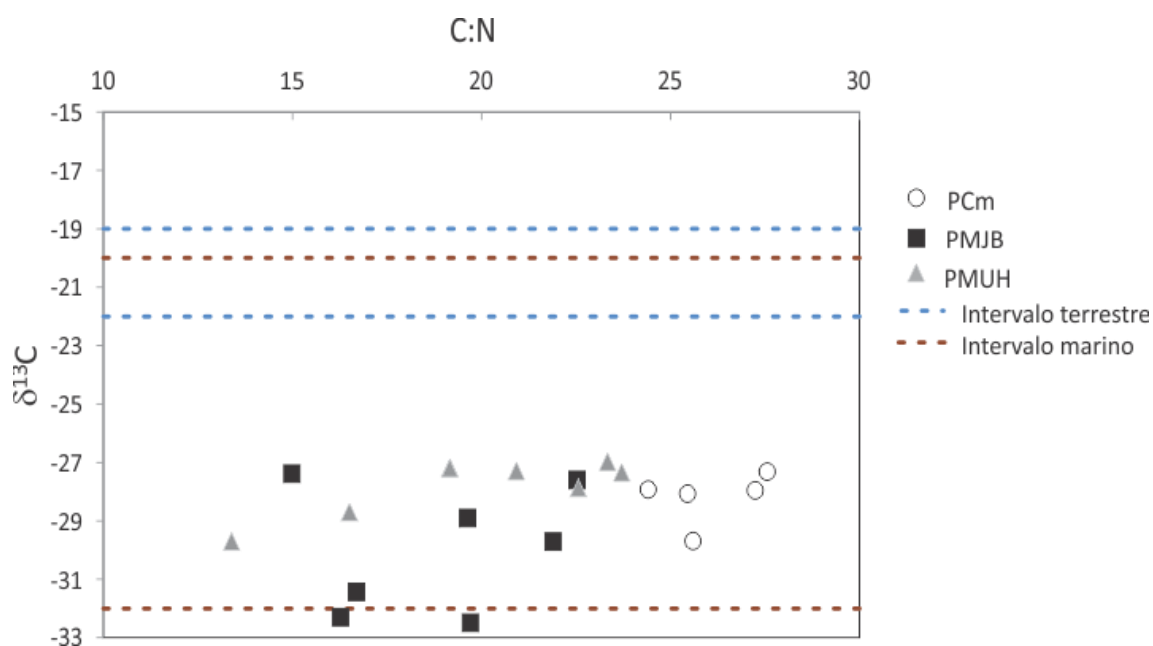


Figura 27. Procedencia de materia orgánica, muestra la proporción C:N vs $\delta^{13}\text{C}$ en núcleos sedimentarios de áreas de manglar en Puerto Morelos, Q. Roo, México.

Tabla 17. Concentración de carbono orgánico (% en peso seco) en sedimentos de manglar en México y otras partes del mundo.

Sitio	Concentración de C _{org}	Referencia
Nichupté, Puerto Morelos, Mahahual	13.41-49.02	Gutiérrez-Mendoza y Herrera Silveira, 2016
Sian ka'an (Mnagle alto), Q. Roo	3.2-35.1	Adame et al., 2013
Sian ka'an (Mnagle mediano), Q. Roo	1.5-27.8	Adame et al., 2013
Bahía Guanabara, Brasil	5-10	Pérez et al., 2018
Costa China, China	0.12-14.55	Li et al., 2014
Bahía Dumbea, Nueva Cledonia	1.15-13.03	Marchand et al., 2016
Cienega grande, Colombia	10.09-15.83	Espinosa et al., 2011
Estero Mersey, Inglaterra	1-30	Wilson et al., 2005

9.6 Flujos de carbono orgánico

Los valores de flujos de carbono obtenidos en este estudio son más altos que los reportados para la laguna de Términos, Campeche (Boca chica, 237 g m⁻²año⁻¹; y Estero Pargo, 157 g m⁻²año⁻¹; Lynch, 1989), laguna Celestun, Mérida (55 g m⁻²año⁻¹; Gonnee et al., 2004) y laguna Chelem, Mérida (85.5 g m⁻²año⁻¹; Gonnee et al., 2004). En general los flujos reportados en este trabajo resultaron altos en comparación con estudios cercanos, lo cual pueden ser resultado de la interacción de condiciones locales (factores bióticos y abióticos), así como el lugar de muestreo y las especies de manglar presentes, ya que la cantidad de C_{org} en los sedimentos es influenciado por la amplitud y duración de mareas, lo que determina las condiciones de oxidación/reducción del sedimento y por lo tanto los niveles de conservación de C_{org} en el sedimento (Lewis, 1981).

Los tres núcleos analizados muestran tasas de enterramiento de carbono orgánico en constante aumento a partir del año 1990 al presente. En Quintana Roo, la construcción de carreteras y construcciones costeras por el desarrollo turístico interrumpen el flujo superficial de agua en los manglares, alterando la tasa de recambio, la salinidad, y las tasas de acumulación y sedimentación y por lo tanto modifica los flujos de C_{org} (Trejo et al., 1993). Los cambios en los flujos de C_{org} podría ser resultado de cambios en las tasas de erosión en los alrededores de Puerto Morelos debido a cambios en el uso de suelo. El mayor incremento en las tasas de sedimentación y acumulación coincide con el inicio del

desarrollo turístico en la zona, que comienza principalmente en Akumal y Cozumel entre los años 1960 y 1970, alcanzando un auge turístico en los años 1980.

9.7 Inventarios de carbono

Para realizar la comparación con inventarios de carbono cercanos en la zona de estudio se realizó la división en dos estratos, de 0-30 cm y de 30-50 cm. En el primer estrato el inventario promedio en los tres núcleos analizados ($184.26 \text{ Mg ha}^{-1}$) es menor que el promedio reportado por Herrera-Silveira (2016) para la Península de Yucatán ($218.98 \text{ Mg ha}^{-1}$), pero es comparable con el valor promedio reportado por Herrera-Silveira (2016) para el Golfo de México ($127.25 \text{ Mg ha}^{-1}$). Para el segundo estrato (30-50 cm) el valor promedio reportado para la Península de Yucatán (137 Mg ha^{-1}) es comparable con el valor promedio estimado para los manglares de Puerto Morelos ($130.63 \text{ Mg ha}^{-1}$) y son más altos que el valor promedio reportado por Herrera-Silveira (2016) para el Golfo de México (78 Mg ha^{-1}) y para la región Pacífico Sur (62.3 Mg ha^{-1}). Las diferencias en los inventarios de carbono podrían estar relacionados con la estructura de la vegetación de las zonas en la cual fueron extraídos los núcleos (tipo ecológico del manglar) ya que la variabilidad de los almacenes de carbono dependen de las condiciones ambientales, principalmente el tipo de manglar, clima, geomorfología y reguladores del hidrociclo, además de que se ven sometidos a diferente intensidad y magnitud de impactos, tanto naturales como antrópicos (Twilley y Rivera-Monroy, 2005).

10. Conclusiones

Se realizó la reconstrucción histórica de la acumulación por metales pesados (Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) y carbono orgánico durante los últimos 100 años en núcleos sedimentarios fechados con ^{210}Pb recolectados en zonas de manglar en Puerto Morelos, Quintana Roo, México.

Mediante el fechado con ^{210}Pb se determinó la variación temporal de las tasas de acumulación másica y sedimentaria en los tres núcleos analizados. El incremento en las tasas de acumulación másica y sedimentaria durante los últimos 100 años concuerda con el impacto producido por el desarrollo turístico en la zona de estudio.

Mediante el análisis multivariado se determinó que las principales fuentes de elementos metálicos hacia los sedimentos de manglares son la entrada de material terrígeno debido a los procesos de intemperismo que se ven acelerados por el crecimiento urbano y el desarrollo turístico.

Los resultados obtenidos del análisis de contaminantes en los núcleos PCm y PMUH demuestran que estas zonas de manglares no han tenido importantes alteraciones a consecuencia de las actividades antropogénicas, lo que se ve reflejado en los factores de enriquecimiento y en los flujos de metales en los últimos 100 años. Sin embargo, hay que considerar que algunos metales (Cr, Cu, Ni) se encuentran en altas concentraciones debido a la naturaleza del sustrato geológico en Puerto Morelos y pueden ser potencialmente tóxicos debido a los cambios en el uso de suelo. Los sedimentos en el núcleo PMJB mostraron una mayor contaminación a partir del año 1976, posiblemente por la construcción de carreteras para el acceso al Jardín botánico de Puerto Morelos. Las potenciales fuentes de enriquecimiento por metales pesados, principalmente Pb, V y Zn son probablemente el uso de combustibles derivados del petróleo y el uso de fertilizantes en actividades agrícolas en los alrededores, así como el uso de pinturas anticorrosivas en las embarcaciones pequeñas para uso recreativo y pesca local.

Se evaluaron las concentraciones, la procedencia, los flujos e inventarios de C_{org} en los sedimentos de manglar. Los intervalos de concentraciones de C_{org} fueron significativamente ($p < 0.05$) más bajas en el núcleo recolectado en el Jardín Botánico que en los núcleos recolectados en Punta Caracol y la Unidad Habitacional. La evaluación de fuentes de materia orgánica mediante el análisis de $\delta^{13}C$ y la proporción C:N mostró que la materia orgánica predominante en los núcleos sedimentarios es de origen terrestre correspondiente a plantas con metabolismo C3. Los resultados presentados en este trabajo mostraron flujos de carbono en constante aumento en los últimos 100 años, relacionados con las modificaciones de uso de suelo, provocados por el crecimiento urbano y el desarrollo turístico a lo largo de la Riviera Maya.

Los inventarios de C_{org} en sedimentos de manglar estimados en este trabajo (272 ± 1.4 a $490 \pm 1.4 \text{ Mgha}^{-1}$) son comparables con inventarios de carbono en áreas de manglar cercanas a la región y a su vez se encuentran dentro del inventario global de carbono orgánico en sedimentos de manglar ($761 \pm 45 \text{ Mgha}^{-1}$), por lo que los manglares de Puerto Morelos pueden considerarse como un sumidero de carbono, que deben ser protegidos para preservar su potencial contribución a mitigar las emisiones de CO_2 y por ende al cambio climático.

11. Bibliografía

- Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentasti, E., Sarzanini, C., Barberis, R., 2002. Distribution and mobility of metals in contaminated sites. Chemometric investigation of pollutant profiles. *Environ. Pollut.* 119, 177–193.
- Abraham, G.M.S., Parker, R.J., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environ. Monit. Assess.* 136, 227–238.
- Abreu, I.M., Cordeiro, R.C., Soares-Gomes, A., Abessa, D.M.S., Maranhão, L.A., Santelli, R.E., 2016. Ecological risk evaluation of sediment metals in a tropical Eutrophic Bay, Guanabara Bay, Southeast Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 109, 435–445.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.030>
- Adame, M.F., Kauffman, J.B., Medina, I., Gamboa, J.N., Torres, O., Caamal, J.P., Reza, M., Herrera-Silveira, J.A., 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS One* 8, e56569.
- Aguilera, J., Francisco, J., Gordillo, L., Karsten, U., Figueroa, F.L., Niell, F.X., 2000. Light quality effect on photosynthesis and efficiency of carbon assimilation in the red alga *Porphyra leucosticta*. *J. Plant Physiol.* 157, 86–92.
- Alcocer, J., Ruiz-Fernández, A.C., Escobar, E., Pérez-Bernal, L.H., Oseguera, L.A., Ardiles-Gloria, V., 2014. Deposition, burial and sequestration of carbon in an oligotrophic, tropical lake. *J. Limnol.* 73.
- Alloway, B.J., 1995. Soil processes and the behavior of metals. *Heavy Met. soils* 7–27.
- Alongi, D.M., 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Manag.* 3, 313–322.
- Appleby, P.G., Oldfieldz, F., 1983. The assessment of ²¹⁰Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia* 103, 29–35.
- Attix, F.H., 1986. *Introduction to radiological physics and radiation dosimetry.*, John Wiley. ed. New York.
- Barros, G.V., Martinelli, L.A., Novais, T.M.O., Ometto, J.P.H.B., Zuppi, G.M., 2010. Stable isotopes of bulk organic matter to trace carbon and nitrogen dynamics in an estuarine ecosystem in Babitonga Bay (Santa Catarina, Brazil). *Sci. Total Environ.* 408,

2226–2232.

- Berg, G.M., Repeta, D.J., Laroche, J., 2002. Dissolved organic nitrogen hydrolysis rates in axenic cultures of *Aureococcus anophagefferens* (Pelagophyceae): comparison with heterotrophic bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 68, 401–404.
- Bergamino, L., Schuerch, M., Tudurí, A., Carretero, S., García-Rodríguez, F., 2017. Linking patterns of freshwater discharge and sources of organic matter within the Río de la Plata estuary and adjacent marshes. *Mar. Freshw. Res.* 68, 1704–1715.
- Billo, S.M., 1991. Bromine function in halite geochemistry. *AAPG Bull. (American Assoc. Pet. Geol. States)* 75.
- Bosco, M.L., Varrica, D., Dongarra, G., 2005. Case study: inorganic pollutants associated with particulate matter from an area near a petrochemical plant. *Environ. Res.* 99, 18–30.
- Bruland, K.W., Bertine, K., Koide, M., Goldberg, E.D., 1974. History of metal pollution in southern California coastal zone. *Environ. Sci. Technol.* 8, 425–432.
- Buchman, M.F., 2008. Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs).
- Burone, L., Muniz, P., Pires-Vanin, A.N.A., Maria, S., RODRIGUES, M., 2003. Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern-Brazil). *An. Acad. Bras. Cienc.* 75, 77–80.
- Byrne, R., Ingram, B.L., Starratt, S., Malamud-Roam, F., Collins, J.N., Conrad, M.E., 2001. Carbon-isotope, diatom, and pollen evidence for late Holocene salinity change in a brackish marsh in the San Francisco Estuary. *Quat. Res.* 55, 66–76.
- Caitcheon, G.G., 1993. Sediment source tracing using environmental magnetism: a new approach with examples from Australia. *Hydrol. Process.* 7, 349–358.
- Carruthers, T.J.B., van Tussenbroek, B.I., Dennison, W.C., 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 64, 191–199.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.01.015>
- Chagué-Goff, C., Andrew, A., Szczuciński, W., Goff, J., Nishimura, Y., 2012. Geochemical signatures up to the maximum inundation of the 2011 Tohoku-oki tsunami—implications for the 869 AD Jogan and other palaeotsunamis. *Sediment. Geol.* 282,

65–77.

Chester, R., 2009. *Marine geochemistry*. John Wiley & Sons.

Chester, R., 1990. Nutrients, organic carbon and the carbon cycle in sea water, in: *Marine Geochemistry*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 272–320.

https://doi.org/10.1007/978-94-010-9488-7_9

Cintrón, G., Schaeffer-Novelli, Y., 1983. *Introducción a la ecología del manglar*.

Cloern, J.E., Canuel, E.A., Harris, D., 2002. Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuarine system. *Limnol. Oceanogr.* 47, 713–729. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.3.0713>

Clough, B.F., Boto, K.G., Attiwill, P.M., 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation BT - *Biology and ecology of mangroves*, in: Teas, H.J. (Ed.), . Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 151–161. https://doi.org/10.1007/978-94-017-0914-9_17

Cole, L., Staddon, P.L., Sleep, D., Bardgett, R.D., 2004. Soil animals influence microbial abundance, but not plant–microbial competition for soil organic nitrogen. *Funct. Ecol.* 18, 631–640.

CONANP, 2008. *Estrategia Nacional para un Desarrollo Sustentable del Turismo y la Recreación en las Áreas Protegidas de México*, México. 120.

Costanzo, S.D., Udy, J., Longstaff, B., Jones, A., 2005. Using nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 51, 212–217.

Cruz Coria, E., Zizumbo Villarreal, L., Monterroso Salvatierra, N., Quintanilla Montoya, A.L., 2013. La confrontación social por el espacio costero: la configuración de paisajes turísticos en Puerto Morelos, Quintana Roo. *Región y Soc.* 25, 127–160.

Davis, R.B., Hess, C.T., Norton, S.A., Hanson, D.W., Hoagland, K.D., Anderson, D.S., 1984. ^{137}Cs and ^{210}Pb dating of sediments from soft-water lakes in New England (USA) and Scandinavia, a failure of ^{137}Cs dating. *Chem. Geol.* 44, 151–185.

De La Cruz-Landero, N., Alderete Chávez, A., Laffón Leal, S., 2013. Acumulación de metales pesados del ecosistema de manglar en Laguna de Términos, Campeche, México. *For. Veracruzana* 15.

- Dearing, J.A., 1999. Holocene environmental change from magnetic proxies in lake sediments. *Quat. Clim. Environ. Magn.* 231–278.
- Defew, L.H., Mair, J.M., Guzman, H.M., 2005. An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 547–552.
- Donato, D.C., Kauffman, J.B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., Kanninen, M., 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nat. Geosci.* 4, 293.
- Duarte, C.M., Middelburg, J.J., Caraco, N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences Discuss.* 1, 659–679.
- Duffus, J.H., 2002. “Heavy metals” a meaningless term?(IUPAC Technical Report). *Pure Appl. Chem.* 74, 793–807.
- Elizondo, C., Macías, B., Santiago, C., Arana, H., Villalobos, H., Adame, L., Merlín, L., Quej, M., Vega, M., López, N., 2011. Estudio para la caracterización y diagnóstico de humedales en Puerto Morelos.
- Espinosa, L.F., Parra, J.P., Villamil, C., 2011. Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la ciénaga grande de Santa Marta, Colombia.
- Essien, J.P., Antai, S.P., Olajire, A.A., 2009. Distribution, Seasonal Variations and Ecotoxicological Significance of Heavy Metals in Sediments of Cross River Estuary Mangrove Swamp. *Water. Air. Soil Pollut.* 197, 91–105.
<https://doi.org/10.1007/s11270-008-9793-x>
- Evans, D.W., Alberts, J.J., Clark, R.A., 1983. Reversible ion-exchange fixation of cesium-137 leading to mobilization from reservoir sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 47, 1041–1049. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7037\(83\)90234-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7037(83)90234-X)
- Fernández-Cadena, J.C., Andrade, S., Silva-Coello, C.L., De la Iglesia, R., 2014. Heavy metal concentration in mangrove surface sediments from the north-west coast of South America. *Mar. Pollut. Bull.* 82, 221–226.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.016>
- Freudenthal, T., Wagner, T., Wenzhöfer, F., Zabel, M., Wefer, G., 2001. Early diagenesis of

- organic matter from sediments of the eastern subtropical Atlantic: evidence from stable nitrogen and carbon isotopes. *Geochim. Cosmochim. Acta* 65, 1795–1808.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(01\)00554-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0016-7037(01)00554-3)
- Fuentes Fernandez, S., 2011. Análisis Factorial, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales.
- Gassó, S., Stein, A.F., 2007. Does dust from Patagonia reach the sub-Antarctic Atlantic Ocean? *Geophys. Res. Lett.* 34.
- Glasby, G.P., Szefer, P., 1998. Marine pollution in Gdansk Bay, Puck Bay and the Vistula Lagoon, Poland: An overview. *Sci. Total Environ.* 212, 49–57.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00333-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00333-1)
- Goldberg, E.D., 1963. Geochronology with ^{210}Pb Radioactive dating. *Int. At. Energy Agency, Vienna* 121, 130.
- Goni, M.A., Cathey, M.W., Kim, Y.H., Voulgaris, G., 2005. Fluxes and sources of suspended organic matter in an estuarine turbidity maximum region during low discharge conditions. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 63, 683–700.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.01.012>
- González Herrera, R.A., Euán, A., Iztaccíhuatl, B.S., Sánchez y Pinto, I.A., Osorio Rodríguez, J.H., 2018. EL ACUÍFERO YUCATECO. ANÁLISIS DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN CON APOYO DE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 34, 667–683.
- Gudasz, C., Bastviken, D., Steger, K., Premke, K., Sobek, S., Tranvik, L.J., 2010. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. *Nature* 466, 478.
- Gutiérrez-Mendoza, J., Herrera-Silveira, J.A., 2015. Almacenes de Carbono en manglares de tipo chaparro en un escenario cárstico. Estado actual del Conoc. del ciclo del carbono y sus interacciones en México Síntesis a 2014 460–469.
- Harbison, P., 1986. Mangrove muds—A sink and a source for trace metals. *Mar. Pollut. Bull.* 17, 246–250. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0025-326X\(86\)90057-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0025-326X(86)90057-3)
- Hartnett, H.E., Keil, R.G., Hedges, J.I., Devol, A.H., 1998. Influence of oxygen exposure time on organic carbon preservation in continental margin sediments. *Nature* 391, 572.

- He, Z., Song, J., Zhang, N., Zhang, P., Xu, Y., 2009. Variation characteristics and ecological risk of heavy metals in the south Yellow Sea surface sediments. *Environ. Monit. Assess.* 157, 515–528.
- Heubeck, C., Raitzsch, M., Völker, D., Wiedicke, M., 2010. Sedimentación. Comité Oceanográfico Nacional (CONA).
- Hofer, M., Strauß, G., Koulechov, K., Dietz, A., 2005. Definition of accuracy and precision—evaluating CAS-systems, in: *International Congress Series*. Elsevier, pp. 548–552.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., Pidgeon, E., 2014. Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses.
- Islebe, G.A., Sánchez, O.S., 2001. La vegetación de Quintana Roo: pasado y presente. *For. Veracruzana* 3, 47–51.
- Ivanovich, M., 1982. Uranium series disequilibria applications in geochronology, in: *Uranium Series Disequilibrium: Applications to Environmental Problems*.
- Jaffé, R., Mead, R., Hernandez, M.E., Peralba, M.C., DiGuida, O.A., 2001. Origin and transport of sedimentary organic matter in two subtropical estuaries: a comparative, biomarker-based study. *Org. Geochem.* 32, 507–526. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00192-3](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00192-3)
- Jiang, X., Teng, A., Xu, W., Liu, X., 2014. Distribution and pollution assessment of heavy metals in surface sediments in the Yellow Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 83, 366–375.
- Kauffman, J.B., Donato, D.C., Adame, M.F., 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. CIFOR.
- Kenney, J., Keeping, E., 1951. *Mathematics of Statistics*, 2nd ed.
- Kreitler, C.W., Browning, L.A., 1983. Nitrogen-isotope analysis of groundwater nitrate in carbonate aquifers: natural sources versus human pollution. *J. Hydrol.* 61, 285–301.
- Kreitler, C.W., Ragone, S.E., Katz, B.G., 1978. N¹⁵/N¹⁴ Ratios of Ground-Water Nitrate, Long Island, New York. *Groundwater* 16, 404–409.
- Krishnaswamy, S., Lal, D., Martin, J.M., Meybeck, M., 1971. Geochronology of lake sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.* 11, 407–414.
- Lawson, D.R., Winchester, J.W., 1979. A standard crustal aerosol as a reference for

- elemental enrichment factors. *Atmos. Environ.* 13, 925–930.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0004-6981\(79\)90003-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0004-6981(79)90003-9)
- Legeleux, F., Reyss, J.-L., Schmidt, S., 1994. Particle mixing rates in sediments of the northeast tropical Atlantic: Evidence from ²¹⁰Pbxs, ¹³⁷Cs, ²²⁸Thxs and ²³⁴Thxs downcore distributions. *Earth Planet. Sci. Lett.* 128, 545–562.
- Lens, P., Vallerol, M., Esposito, G., Zandvoort, M., 2002. Perspectives of sulfate reducing bioreactors in environmental biotechnology. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 1, 311–325. <https://doi.org/10.1023/A:1023207921156>
- Leri, A.C., Hakala, J.A., Marcus, M.A., Lanzirotti, A., Reddy, C.M., Myneni, S.C.B., 2010. Natural organobromine in marine sediments: New evidence of biogeochemical Br cycling. *Global Biogeochem. Cycles* 24.
- Lewis Jr, W.M., 1981. Precipitation chemistry and nutrient loading by precipitation in a tropical watershed. *Water Resour. Res.* 17, 169–181.
- Li, G., Hu, B., Bi, J., Leng, Q., Xiao, C., Yang, Z., 2013. Heavy metals distribution and contamination in surface sediments of the coastal Shandong Peninsula (Yellow Sea). *Mar. Pollut. Bull.* 76, 420–426.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.032>
- Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.* 19, 81–97. <https://doi.org/10.1007/BF02472006>
- Loring, D.H., 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 48, 101–115.
- Loring, D.H., Rantala, R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Rev.* 32, 235–283.
[https://doi.org/10.1016/0012-8252\(92\)90001-A](https://doi.org/10.1016/0012-8252(92)90001-A)
- Maltby, E., 1991. Wetland management goals: wise use and conservation. *Landsc. Urban Plan.* 20, 9–18.
- Manahan, S.E., Leyva, I.M., 2006. *Introducción a la química ambiental*. Reverté.
- Marchand, C., Fernandez, J.M., Moreton, B., 2016. Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). *Sci. Total Environ.*

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.206>

- Marchand, C., Lallier-Vergès, E., Baltzer, F., Albéric, P., Cossa, D., Baillif, P., 2006. Heavy metals distribution in mangrove sediments along the mobile coastline of French Guiana. *Mar. Chem.* 98, 1–17.
- May-Kú, M.A., Valdés-Lozano, D., Ardisson, P.-L., 2016. Variación espacial y temporal de las características fisicoquímicas del agua y sedimento en la laguna costera Yalahau, Quintana Roo. *Hidrobiológica* 26, 41–51.
- Mayer, L.M., 1994. Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments. *Chem. Geol.* 114, 347–363.
[https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90063-9](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90063-9)
- Mayer, L.M., Schick, L.L., Allison, M.A., Ruttenger, K.C., Bentley, S.J., 2007. Marine vs. terrigenous organic matter in Louisiana coastal sediments: The uses of bromine:organic carbon ratios. *Mar. Chem.* 107, 244–254.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marchem.2007.07.007>
- McCallister, S.L., Bauer, J.E., Ducklow, H.W., Canuel, E.A., 2006. Sources of estuarine dissolved and particulate organic matter: A multi-tracer approach. *Org. Geochem.* 37, 454–468. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2005.12.005>
- Mcleod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H., Silliman, B.R., 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Front. Ecol. Environ.* 9, 552–560.
- Medina González, R., Zetina Moguel, C., Comas Bolio, M., Pat Canul, R., 2004. Concentración de Cd, Cr, Cu y Pb en sedimentos y en tres especies de pepino de mar (clase holothuroidea) de las costas del Estado de Yucatán, México. *Ingeniería* 8.
- Meyers, P.A., 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.* 114, 289–302.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0)
- Meyers, P.A., Bernasconi, S.M., 2005. Carbon and nitrogen isotope excursions in mid-Pleistocene sapropels from the Tyrrhenian Basin: Evidence for climate-induced increases in microbial primary production. *Mar. Geol.* 220, 41–58.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.margeo.2005.07.003>

- Michener, R.H., Schell, D.M., 1994. Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs., in: Michener, R., Lajtha, K. (Eds.), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. pp. 138–157.
- Mil-Homens, M., Branco, V., Lopes, C., Vale, C., Abrantes, F., Boer, W., Vicente, M., 2009. Using factor analysis to characterise historical trends of trace metal contamination in a sediment core from the Tagus Prodelta, Portugal. *Water. Air. Soil Pollut.* 197, 277–287.
- Moss, A., Costanzo, S., 1998. Levels of heavy metals in the sediments of Queensland rivers, estuaries and coastal waters. Department of Environment Queensland,, Canada.
- Ocaña, D., Lot, A., 1996. Estudio de la vegetación acuática vascular del sistema fluvio-lagunar-deltaico del Río Palizada en Campeche, México. *An. del Inst. Biol. Ser. Botánica* 67.
- Ogrinc, N., Fontolan, G., Faganeli, J., Covelli, S., 2005. Carbon and nitrogen isotope compositions of organic matter in coastal marine sediments (the Gulf of Trieste, N Adriatic Sea): indicators of sources and preservation. *Mar. Chem.* 95, 163–181.
- Pattan, J.N., Pearce, N.J.G., Mislankar, P.G., 2005. Constraints in using Cerium-anomaly of bulk sediments as an indicator of paleo bottom water redox environment: a case study from the Central Indian Ocean Basin. *Chem. Geol.* 221, 260–278.
- Pennington, T., Sarukhán, J., 1968. *Manual para la identificación de campo de los principales árboles tropicales de México*.
- Pérez, A., Machado, W., Gutiérrez, D., Borges, A.C., Patchineelam, S.R., Sanders, C.J., 2018. Carbon accumulation and storage capacity in mangrove sediments three decades after deforestation within a eutrophic bay. *Mar. Pollut. Bull.* 126, 275–280.
- Presley, B.J., Trefry, J.H., Shokes, R.F., 1980. Heavy metal inputs to Mississippi Delta sediments. *Water. Air. Soil Pollut.* 13, 481–494. <https://doi.org/10.1007/BF02191849>
- Ravichandran, M., Baskaran, M., Santschi, P.H., Bianchi, T.S., 1995. Geochronology of sediments in the Sabine-Neches estuary, Texas, USA. *Chem. Geol.* 125, 291–306.
- Rico-Gray, V., 1981. *Rhizophora harrisonii* (Rhizophoraceae), un nuevo registro en las

- costas de México. *Boletín la Soc. Botánica México* 41, 163–165.
- Robbins, J.A., 1978. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. *Biogeochem. Lead Environ.* 285–393.
- Robbins, J.A., Edgington, D.N., 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochim. Cosmochim. Acta* 39, 285–304.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7037\(75\)90198-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0016-7037(75)90198-2)
- Rosell, R.A., 1999. Materia orgánica, fertilidad de suelos y productividad de cultivos, in: *Proceed. XIV Congreso Latinoamericano de La Ciencia Del Suelo. (Texto Completo En CD Rom.)* Pucón, Chile.
- Ruiz-Fernández, A.C., Frignani, M., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Arvizu, M.D., Raygoza-Viera, J.R., Páez-Osuna, F., 2009. Trace metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) accumulation recorded in the intertidal mudflat sediments of three coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts* 32, 551–564.
- Ruiz-Fernández, A.C., Frignani, M., Tesi, T., Bojórquez-Leyva, H., Bellucci, L.G., Páez-Osuna, F., 2007a. Recent sedimentary history of organic matter and nutrient accumulation in the Ohuira Lagoon, Northwestern Mexico. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 53, 159–167.
- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F., 2002. Recent sedimentary history of anthropogenic impacts on the Culiacan River Estuary, northwestern Mexico: geochemical evidence from organic matter and nutrients. *Environ. Pollut.* 118, 365–377.
- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C., Páez-Osuna, F., Ghaleb, B., Caballero, M., 2007b. 210 Pb chronology and trace metal geochemistry at Los Tuxtlas, Mexico, as evidenced by a sedimentary record from the Lago Verde crater lake. *Quat. Res.* 67, 181–192.
- Ruiz-Fernández, A.C., Maanan, M., Sanchez-Cabeza, J.A., Pérez-Bernal, L.H., López-Mendoza, P., Limoges, A., 2014. Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico). *Ciencias Mar.* 40, 291–303.
- Ruiz-Fernández, A.C., Marrugo-Negrete, J.L., Paternina-Urbe, R., Pérez-Bernal, L.H., 2011. 210Pb-derived Sedimentation Rates and Corg Fluxes in Soledad Lagoon (Cispatá

- Lagoon System, NW Caribbean Coast of Colombia). *Estuaries and Coasts* 34, 1117–1128. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9394-6>
- Ruiz-Fernández, A.C., Páez-Osuna, F., Machain-Castillo, M.L., Arellano-Torres, E., 2004. ²¹⁰Pb geochronology and trace metal fluxes (Cd, Cu and Pb) in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific of Mexico, in: *Journal of Environmental Radioactivity*. Elsevier, pp. 161–175. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.03.024>
- Ruiz-Fernández, Ana Carolina, Rangel-Garcia, M., Perez-Bernal, L.H., Lopez-Mendoza, P.G., Gracia, A., Schwing, P., Hollander, D., Páez-Osuna, F., Cardoso-Mohedano, J.G., Cuellar-Martinez, T., Sanchez-Cabeza, J.-A., 2019. Mercury in sediment cores from the southern Gulf of Mexico: preindustrial levels and temporal enrichment trends.
- Ruiz-Fernández, A C, Sanchez-Cabeza, J.A., Pérez-Bernal, L.H., Gracia, A., 2019. Spatial and temporal distribution of heavy metal concentrations and enrichment in the southern Gulf of Mexico. *Sci. Total Environ.* 651, 3174–3186.
- Rzedowski, J., 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México 730.
- Sadiq, M., 1992. *Toxic metal chemistry in marine environments*. Marcel Dekker, Incorporated.
- Salminen, R., Batista, M.J., Bidovec, M., Demetriades, A., De Vivo, B., De Vos, W., Duris, M., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Halamić, J., 2005. *Geochemical atlas of Europe, part 1, background information, methodology and maps*. Geological survey of Finland.
- Sanchez-Cabeza, J.-A., Díaz-Asencio, M., Ruiz-Fernández, A.C., 2012. Radiocronología de sedimentos costeros utilizando ²¹⁰Pb: modelos, validación y aplicaciones. *Org. Int. Energía Atómica, Cent. Int. Viena*.
- Sanchez-Cabeza, J.A., Ruiz-Fernández, A.C., 2012. ²¹⁰Pb sediment radiochronology: an integrated formulation and classification of dating models. *Geochim. Cosmochim. Acta* 82, 183–200.
- Sanchez-Cabeza, J.A., Ani-Ragolta, I., Masque, P., 2000. Some considerations of the ²¹⁰Pb constant rate of supply (CRS) dating model. *Limnol. Oceanogr.* 45, 990–995.
- Segura, R., Arancibia, V., Zúñiga, M.C., Pastén, P., 2006. Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations in stream sediments from the Mapocho River in

- Santiago, Chile. *J. geochemical Explor.* 91, 71–80.
- Serrato de la Peña, J.L., 2014. Caracterización geoquímica de sedimentos de marismas del estero de Urías. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Shmidt-Nielsen, K., 1984. Scaling: Why is Animal Size so Important.
- St-Onge, G., Mulder, T., Francus, P., Long, B., 2007. Chapter two continuous physical properties of cored marine sediments. *Dev. Mar. Geol.* 1, 63–98.
- Staunton, S., Dumat, C., Zsolnay, A., 2002. Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. *J. Environ. Radioact.* 58, 163–173.
- Suman, D.O., 1994. El ecosistema de manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: su manejo y conservación. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami.
- Sutherland, R.A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ. Geol.* 39, 611–627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>
- Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., 1996. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. *Environ. Pollut.* 94, 283–291.
- Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., 1995. Spatial and temporal variations of heavy metal contamination in sediments of a mangrove swamp in Hong Kong. *Mar. Pollut. Bull.* 31, 254–261.
- Thompson, R., Stober, J.C., Turner, G.M., Oldfield, F., Bloemendal, J., Dearing, J.A., Rummary, T.A., 1980. Environmental applications of magnetic measurements. *Science* (80-). 207, 481–486.
- Thornton, S.F., McManus, J., 1994. Application of Organic Carbon and Nitrogen Stable Isotope and C/N Ratios as Source Indicators of Organic Matter Provenance in Estuarine Systems: Evidence from the Tay Estuary, Scotland. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 38, 219–233. <https://doi.org/https://doi.org/10.1006/ecss.1994.1015>
- Tomlinson, P.B., 2016. The botany of mangroves. Cambridge University Press.
- Trejo T., J.C., R.D. e I.O., 1993. Manglares de la península de Yucatán., in: S.I. Salazar V. y N.E. Gonzáles, E. (Ed.), *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO, México, pp. 660–672.
- Twilley, R.R., Rivera-Monroy, V.H., 2005. Developing performance measures of mangrove

- wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *J. Coast. Res.* 79–93.
- Tyson, R. V., 1995. *Sedimentary organic matter: organic facies and palynofacies* Chapman and Hall. London, New York.
- Urey, H.C., 1947. The thermodynamic properties of isotopic substances. *J. Chem. Soc.* 562–581.
- Usero, J., Gonzalez-Regalado, E., Gracia, I., 1997. Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic Coast of Southern Spain. *Environ. Int.* 23, 291–298.
- Usman, A.R.A., Alkredaa, R.S., Al-Wabel, M.I., 2013. Heavy metal contamination in sediments and mangroves from the coast of Red Sea: *Avicennia marina* as potential metal bioaccumulator. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 97, 263–270.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.009](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.009)
- Valiela, I., Teal, J.M., Volkman, S., Shafer, D., Carpenter, E.J., 1978. Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: Tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater 1. *Limnol. Oceanogr.* 23, 798–812.
- Vane, C.H., Harrison, I., Kim, A., Moss-Hayes, V., Vickers, B., Hong, K., 2009. Organic and metal contamination in surface mangrove sediments of South China. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 134–144.
- Vizzini, S., Mazzola, A., 2006. Sources and transfer of organic matter in food webs of a Mediterranean coastal environment: evidence for spatial variability. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 66, 459–467.
- Wada, E., Hattori, A., 1990. *Nitrogen in the sea: forms, abundance, and rate processes.* CRC press.
- Weast, R.C., 1983. *CRC Handbook of Chemistry and Physics...: 1983-1984.* CRC press.
- West, J.B., Bowen, G.J., Cerling, T.E., Ehleringer, J.R., 2006. Stable isotopes as one of nature's ecological recorders. *Trends Ecol. Evol.* 21, 408–414.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.04.002](https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.04.002)
- Westrich, J.T., Berner, R.A., 1984. The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction: the G model tested. *Limnol. Oceanogr.* 29, 236–249.

- Williams, T.P., Bubb, J.M., Lester, J.N., 1994. Metal accumulation within salt marsh environments: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 28, 277–290.
- Witt, G.B., Noël, M. V, Bird, M.I., Beeton, R.J.S.B., Menzies, N.W., 2011. Carbon sequestration and biodiversity restoration potential of semi-arid mulga lands of Australia interpreted from long-term grazing exclosures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141, 108–118.
- Xu, X., Cao, X., Zhao, L., 2013. Comparison of rice husk-and dairy manure-derived biochars for simultaneously removing heavy metals from aqueous solutions: role of mineral components in biochars. *Chemosphere* 92, 955–961.
- Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A.L., 1999. *Ecosistemas de manglar en América Tropical*. UICN, Unión Mundial para la Naturaleza.
- Zhan, H., Jiang, Y., Yuan, J., Hu, X., Nartey, O.D., Wang, B., 2014. Trace metal pollution in soil and wild plants from lead–zinc smelting areas in Huixian County, Northwest China. *J. Geochemical Explor.* 147, 182–188.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.10.007>