



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

**VARIACIÓN TEMPORAL DE TASAS DE ENTERRAMIENTO E INVENTARIOS DE
CARBONO EN SEDIMENTOS DE PASTOS MARINOS DE LA LAGUNA ARRECIFAL
DEL PARQUE NACIONAL ARRECIFE DE PUERTO MORELOS, QUINTANA ROO**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**

PRESENTA:

LIC. EN C.T. MELISA ARANZA SÁNCHEZ ROJAS

TUTORAS PRINCIPALES:

DRA. ANA CAROLINA RUIZ FERNÁNDEZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM

DRA. BRIGITTA I. VAN TUSSENBROEK

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA SISTEMAS
ARRECIFALES PUERTO MORELOS, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. JOSÉ GILBERTO CARDOSO MOHEDANO

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, ESTACIÓN EL CARMEN, UNAM

DR. FRANCISCO JAVIER FLORES DE SANTIAGO

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA PROCESOS OCEÁNICOS
Y COSTEROS, UNAM

ASESOR EXTERNO:

DR. JOSE MIGUEL SANDOVAL GIL

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO
DE BAJA CALIFORNIA

MAZATLÁN, SINALOA, MX., MAYO, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



VARIACIÓN TEMPORAL DE TASAS DE ENTERRAMIENTO E INVENTARIOS DE CARBONO EN SEDIMENTOS DE PASTOS MARINOS DE LA LAGUNA ARRECIFAL DEL PARQUE NACIONAL ARRECIFE DE PUERTO MORELOS, QUINTANA ROO

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS**

**PRESENTA:
LIC. EN C.T. MELISA ARANZA SÁNCHEZ ROJAS**

TUTORAS PRINCIPALES:
DRA. ANA CAROLINA RUIZ FERNÁNDEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM
DRA. BRIGITTA I. VAN TUSSENBROEK
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA SISTEMAS ARRECIFALES PUERTO MORELOS, UNAM

COMITÉ TUTOR:
DR. JOSÉ GILBERTO CARDOSO MOHEDANO
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, ESTACIÓN EL CARMEN, UNAM
DR. FRANCISCO JAVIER FLORES DE SANTIAGO
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA PROCESOS OCEÁNICOS Y COSTEROS, UNAM
ASESOR EXTERNO:
DR. JOSÉ MIGUEL SANDOVAL GIL
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE BAJA CALIFORNIA

MAZATLÁN, SINALOA, MX., MAYO, 2023

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por darme las herramientas para desarrollar mi proyecto de investigación y para especializarme en el campo de estudios que elegí.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada (2021-2023) que financió mis estudios de Posgrado.

A mi tutora, Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández, por marcar un antes y después en mi vida profesional. Estoy muy agradecida con usted por enseñarme a trabajar con calidad, ayudarme a detectar y a corregir mis fallas, estar siempre al pendiente de mis dudas y avances, darme un gran ejemplo de dedicación científica y por contribuir enormemente a mi desarrollo personal.

A mi tutora, Dra. Brigitta I. van Tussenbroek, por darme la oportunidad de trabajar con sus núcleos sedimentarios, por su disposición y amabilidad para aclarar mis dudas, por estar al pendiente de mis avances, por darme un gran ejemplo de dedicación científica y recordarme que el aprendizaje es un proceso constante.

Al Dr. José Gilberto Cardoso Mohedano, al Dr. Francisco Javier Flores De Santiago y al Dr. José Miguel Sandoval Gil por sus valiosas contribuciones a esta investigación, por sus consejos y recomendaciones para mejorar mis presentaciones, mapas, estilo, y por su amplia accesibilidad para atenderme.

A la M. en C. Libia Hascibe Pérez Bernal por guiarme y apoyarme enormemente en la elaboración de los análisis realizados en el laboratorio. Le agradezco mucho su atención, disponibilidad y amabilidad en todo momento.

Al Ing. Jahir Emanuel Mendoza Castañeda por su meritorio apoyo en los análisis de esta tesis, en la elaboración de mis primeros gráficos y por su constante asesoría técnica.

A las M. en C. Perla Guadalupe López Mendoza y Johanna Jupin por compartirme sus conocimientos sobre carbono azul, y a la Lic. Donají Hernández por enseñarme sus trucos de redacción.

A mis compañeros de laboratorio Jahir, Diana, Sonia, Hasci, Esteban, Johanna y a mis compañeros de otros laboratorios como Martín, Carlos, y muy especialmente a mi amiga, *rumi* y cómplice Jacki. Gracias por su tiempo, apoyo, amistad y cariño dentro y fuera del Instituto. Gracias por haber formado parte de mi *dream-team*, por ser parte de mi inolvidable experiencia en Mazatlán, en el Posgrado, y sobre todo por hacerme sentir en casa. Sin ustedes nada hubiera sido lo mismo.

Agradezco la amabilidad de las personas que laboran en el ICMYL de la Unidad Académica Mazatlán, quienes siempre me brindaron una sonrisa y mucha calidez, como Humberto, Jorge, Job, Miriam, etc.

Agradezco enormemente a todas las amistades y personas maravillosas que he conocido en Mazatlán, porque fueron parte de una experiencia que me hizo crecer en todas las áreas de mi vida. En especial le agradezco a la familia Carrillo (Elva, Pepe, Silvia, Margarita, Dany, Carmen, Pati, Alex, Cócó, Niki y Enrique) por siempre abrirme las puertas de su hogar y adoptarme como una sobrina más en la familia.

Agradezco a todos mis familiares y amigos por siempre hacerme sentir amada, por sus visitas y muestras de cariño a la distancia. En especial agradezco a mis papás Mari y Alejandro, a mi hermana Teté y a mis abues Tere y Conchita por tanto amor, apoyo y cariño durante este proceso.

Esta tesis fue realizada en el Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL), Unidad Académica Mazatlán, de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), con el apoyo parcial del Servicio Académico de Fechado y los proyectos de apoyo institucional ICMyL-UNAM “Geocronología y geoquímica de contaminantes para el estudio de los cambios ambientales en ecosistemas acuáticos tropicales” y al proyecto UNAM-DGAPA PAPIIT IN102821 Dinámica de la acumulación y preservación de carbono azul en sedimentos recientes de dos humedales costeros de importancia internacional.

Esta tesis está dedicada a:

Montserrat Sánchez Rojas, Mari Cruz Rojas García, Alejandro Sánchez y Anny.

Gracias por su amor, sus cuidados, sus visitas, por creer en mí y en mis sueños, por respetar mis decisiones, y por ser mi compañía, aún a la distancia.

Índice general

Resumen	1
Abstract	3
1. Introducción	5
2. Marco teórico	6
2.1. Carbono azul	6
2.2. Pastizales marinos	7
2.3. Afluencias masivas de sargazo	7
2.4. Registros sedimentarios	8
2.5. Fechado de sedimentos	9
2.5.1. Modelo de Flujo Constante (CF)	11
2.5.2. Modelo de Flujo Constante Sedimentación Constante (CFCS)	13
2.5.3. Modelo Plum	14
2.5.4. Corroboración de fechados	14
2.5.5. Indicadores de cambios ambientales	14
3. Antecedentes	15
4. Justificación	17
5. Objetivos	18
5.1. Objetivo general	18
5.2. Objetivos específicos	18
6. Preguntas de investigación e hipótesis	18
6.1. Preguntas de investigación	18
6.2. Hipótesis	19
7. Área de estudio	19
8. Materiales y métodos	21
8.1. Muestreo	21
8.2. Análisis de laboratorio	21
8.2.1. Actividad de ^{210}Pb , ^{226}Ra y ^{137}Cs y fechado	21
8.2.2. Composición elemental	23
8.2.3. Distribución de tamaño de grano	23
8.2.4. Susceptibilidad magnética	23
8.2.5. Análisis de carbono y nitrógeno	23
8.2.6. Inventarios y tasas de enterramiento de carbono azul	24

8.2.7. Control de calidad analítica	25
8.2.8. Análisis estadístico	25
9. Resultados	26
9.1. Actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, ^{226}Ra y ^{137}Cs	26
9.2. Fechado con ^{210}Pb y tasas de acumulación	27
9.3. Tamaño de grano	27
9.4. Características geoquímicas de los sedimentos	27
9.4.1. Susceptibilidad magnética	27
9.4.2. Concentraciones de indicadores de terrígenos y de presencia de sargazo	28
9.5. C_{org} , C_{inorg} , N_{org} y C/N.	28
9.5.1. Tasas de enterramiento de C_{org}	33
9.5.2. Inventarios de C_{org}	33
9.6. Origen de las concentraciones de As	37
10. Discusión	38
10.1. Fechado de sedimentos con ^{210}Pb	38
10.2. Tasa de acumulación másica	40
10.3. Tasas de enterramiento de C_{org}	41
10.4. Inventarios de C_{org}	42
10.5. Indicadores de aporte terrígeno y de sargazo en los sedimentos	46
11. Conclusiones	50
12. Referencias	51

Resumen

En las últimas décadas el cambio de uso de suelo y otras manifestaciones del cambio global han dañado continuamente a los pastizales marinos, cuyo deterioro a nivel mundial ha generado graves efectos negativos como la pérdida de los almacenes del C_{org} preservado en su biomasa y sedimentos (carbono azul). Al perderse las extensiones de pastizales marinos, los sedimentos se remueven y el C_{org} previamente enterrado es expuesto a las condiciones óxicas de la atmósfera o de la columna de agua, que lo remineralizan en forma de CO_2 , el principal gas de efecto invernadero emitido por el ser humano.

El objetivo principal de esta tesis fue reconstruir la variación espacial y temporal de los últimos 60 años de las tasas de enterramiento e inventarios de C_{org} en sedimentos de pastizales marinos cercanos al litoral de la laguna Arrecifal del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), Quintana Roo; y evaluar su registro de cambios ambientales mediante el estudio de núcleos sedimentarios fechados con ^{210}Pb . Puerto Morelos ha experimentado un acelerado cambio de uso de suelo, pues es parte de la Riviera Maya, el corredor turístico más concurrido de México. Adicionalmente, está expuesto a las constantes afluencias masivas de sargazo que disminuyen la concentración de oxígeno disuelto en el agua, el pH y la penetración de la luz lo cual daña a los pastizales marinos de la laguna Arrecifal dominados por *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*.

Para el fechado de los sedimentos se midieron las actividades de $^{210}Pb_{tot}$ mediante espectrometría de partículas alfa y la del $^{210}Pb_{base}$ a través del análisis de ^{226}Ra mediante espectrometría de rayos gamma con el aparato Ortec-Ametek 920E. Se utilizó el modelo CFCS y para reforzar la confianza en las edades obtenidas, se usó el modelo Plum y se compararon ambas cronologías. La tasa de acumulación sedimentaria (TAS) para cada profundidad se calculó al dividir las profundidades (cm) de los registros entre su edad respectiva (años) estimada con Plum. Los valores de la tasa de acumulación másica (TAM) para cada profundidad en los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2 se obtuvieron al multiplicar los valores de TAS por la densidad. Para evaluar los cambios en la acumulación sedimentaria en los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2 se utilizaron los valores de TAM. Las concentraciones de Ti, Rb (indicadores terrígenos) y As (indicador de sargazo) se midieron por espectrometría de fluorescencia de rayos X (XRF) con un sistema Spectro™ Xepos-3. La concentración de arena, limo y arcilla se determinó con el aparato Malvern Mastersizer™ modelo Hydro 2000MU de difracción láser. La susceptibilidad magnética (SM) se midió con un aparato Bartington™ MS2 acoplado a un sensor de frecuencia simple MSGU. El análisis de las concentraciones de carbono total (CT), nitrógeno total (NT) y las fracciones orgánicas de carbono (C_{org}) y nitrógeno (N_{org}) se realizó mediante el analizador elemental Vario Micro Cube Elemental™.

Las edades de los núcleos fechables PMT1.2 (38 ± 2 años en 42 cm), PMT2.1 (25 ± 2 años en 39 cm) y PMT2.2 (60 ± 2 años en 44 cm), obtenidas con los modelos CFCS y Plum, fueron compatibles. Las medianas de TAS de los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2 oscilaron entre 0.9 y 1.0 $cm\ año^{-1}$, y las de TAM entre 0.7 y 0.9 $g\ cm^{-2}\ año^{-1}$. El contenido de arena en PMT1.1 (52-93%), PMT1.2 (56-81%), PMT2.1 (63-78%) y PMT2.2 (60-88%) mostró un comportamiento opuesto a la distribución de arcilla y limo. Los valores de SM no fueron de utilidad para evaluar cambios en la procedencia del sedimento. Las medianas de la concentración de Ti de PMT1.1, PMT1.2 y PMT2.2 fueron comparables, mientras que la de PMT2.1 fue significativamente mayor ($p < 0.05$) que las demás. La concentración de Rb fue detectable en 3 núcleos y de

ellos la mediana de los valores de PMT1.1 fue significativamente ($p < 0.05$) menor que las de PMT1.2 y PMT2.2. La concentración de As fue detectable solo en PMT1.1, PMT1.2 y PMT2.2 ($0.5 - 1.8 \mu\text{g g}^{-1}$) y las medianas de sus valores fueron comparables. Las concentraciones de los 4 núcleos de C_{org} variaron entre 0.2 y 1.1 %, las de C_{inorg} entre 11.8 y 12.5 %, las de N_{org} entre 0.0 y 0.1 % y los valores C/N entre 9.4 y 13.0. En PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2, los intervalos de las tasas de enterramiento de C_{org} oscilaron entre 11.4 y 133.0 $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$, e incrementaron hacia el presente. Los inventarios totales de C_{org} (30 cm) fueron comparables entre los núcleos ($15.9 \pm 3.1 \text{ Mg ha}^{-1}$ en PMT1.1, $17.3 \pm 3.2 \text{ Mg ha}^{-1}$ en PMT1.2, $24.8 \pm 4.6 \text{ Mg ha}^{-1}$ en PMT2.1 y $16.3 \pm 3.0 \text{ Mg ha}^{-1}$ en PMT2.2). Los inventarios de C_{org} del segmento de 0-10 cm variaron entre 4.9 y 8.8 Mg ha^{-1} ; los del segmento de 10-20 cm entre 5.0 y 7.3 Mg ha^{-1} ; y los del segmento de 20-30 cm entre 4.9 y 8.7 Mg ha^{-1} ; los valores de los inventarios en cada segmento fueron comparables ($p > 0.05$) en cada núcleo.

No se observó la relación entre la TAM y el crecimiento demográfico hipotetizado, ya que dos de los registros fueron muy cortos (desde 1980 ± 2 en PMT1.2 y 1993 ± 2 en PMT 2.1) y en el tercero (1958 ± 2 en PMT 2.2) los valores de TAM dentro de las incertidumbres fueron constantes hasta el 2015. Los máximos de TAM registrados durante 2015 (núcleo PMT2.2) y 2018 (núcleos PMT1.2 y PMT2.1) podrían explicarse por el incremento de la erosión debido a la pérdida de praderas marinas frente a los sitios donde se extrajeron los núcleos y a la socavación debida a las mareas marrones de sargazo; también a la remoción de arena en las playas cercanas a los sitios donde se extrajeron los núcleos. Las tasas de enterramiento de C_{org} en el litoral de la laguna Arrecifal fueron relativamente altas posiblemente por: (1) la dominancia de *T. testudinum* y *S. filiforme* (2) los elevados valores de TAM de los registros sedimentarios, los cuales explicaron entre el 34 y 76 % de la variabilidad de las tasas de enterramiento de C_{org} ($r^2 = 0.53$ en PMT1.2; $r^2 = 0.76$ en PMT2.1; y $r^2 = 0.34$ en PMT2.2); (3) la acumulación de detritos en la costa de la laguna. Los máximos de las tasas de enterramiento de C_{org} en el núcleo PMT2.2 en 2015 y en los núcleos PMT1.2 y PMT2.1 en 2018 coincidieron con los máximos de la TAM, que podrían atribuirse a las mareas marrones de sargazo en Puerto Morelos.

Solo se observaron concentraciones detectables de As en algunas secciones de los núcleos más cercanos a la costa (PMT1.1, sin fechado; y PMT2.1, a partir de 2016) y del más alejado al litoral (PMT1.2, a partir del 2008), donde las mareas marrones de sargazo no eran visibles. Se determinó que las concentraciones de As en los sedimentos tienen dos posibles orígenes: (1) origen terrígeno, debido a que en los sedimentos las concentraciones de As están relacionadas con las de Ti, por lo que los registros de ambos elementos podrían originarse por el mismo proceso. As es un elemento que puede incorporarse a los carbonatos de calcio por coprecipitación o adsorción; el intervalo de As registrado en este estudio (0.6 a $1.9 \mu\text{g g}^{-1}$) se encuentra dentro de los valores de As observados a nivel mundial en calcitas (1 a $8 \mu\text{g g}^{-1}$); (2) origen de sargazo, ya que los núcleos PMT1.1 y PMT2.1 se extrajeron de donde se acumula el lodo de sargazo. Se estima que el 53% de la concentración de As en el sargazo arribado al Caribe mexicano se moviliza al ambiente durante su descomposición natural. Para evaluar si el origen del C_{org} acumulado desde 2015 estaba asociado a las afluencias masivas de sargazo, se utilizó la relación molar C/N, sin embargo, los valores C/N en los núcleos se encontraron entre 9 y 13 y no registraron los máximos esperados en los años de arribazones de sargazo. Por lo tanto, los valores de C/N, por sí solos, no son útiles para valorar si el origen de la materia orgánica acumulada durante la última década en los núcleos estudiados se relaciona con las arribazones de sargazo.

Abstract

In recent decades, land-use changes and other manifestations of global change have damaged seagrass ecosystems. Seagrass deterioration has generated serious negative effects worldwide, such as the loss of C_{org} stocks preserved in their biomass and sediments (blue carbon). As seagrasses are lost, sediments are removed and previously-buried C_{org} is exposed to oxic conditions in the atmosphere and water column, which remineralize C_{org} into CO_2 , the main greenhouse gas emitted by humans.

The main aim of this thesis was to reconstruct the spatial and temporal variation during the last 60 years of burial rates and C_{org} stocks in seagrass sediments in the coast of Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM) reef lagoon, in Quintana Roo; and to evaluate their record of environmental changes by studying sedimentary cores dated with ^{210}Pb . Puerto Morelos has experienced an accelerated land-use change, since it is part of Riviera Maya, the most popular tourist corridor in Mexico. Additionally, Puerto Morelos is exposed to the constant massive influxes of sargasso that decrease the concentration of dissolved oxygen in the water, the pH and the penetration of light, which damages the seagrasses of the reef lagoon dominated by *Thalassia testudinum* and *Syringodium filiforme*.

$^{210}Pb_{tot}$ activities were measured by the analysis of alpha spectrometry and $^{210}Pb_{sup}$ through the analysis of ^{226}Ra by gamma spectrometry with Ortec-Ametek 920E detectors. CFCS model was used to estimate chronology and to reinforce the confidence in the ages obtained, Plum model was used and both chronologies were compared. The sediment accumulation rate (SAR) for each depth was calculated by dividing the depths (cm) of the records by their respective age (years) estimated with Plum. The mass accumulation rate (MAR) values for each depth in PMT1.2, PMT2.1 and PMT2.2 cores were obtained by multiplying the TAS values by the density. To evaluate changes in the sedimentary accumulation in PMT1.2, PMT2.1 and PMT2.2 cores, MAR values were used. Ti, Rb (terrigenous proxies) and As (sargassum proxy) concentrations were measured by X-ray fluorescence (XRF) spectrometry with a Spectro™ Xepos-3 system. The concentration of sand, silt and clay was determined with the Malvern Mastersizer™ model Hydro 2000MU laser diffraction apparatus. Magnetic susceptibility (SM) was measured with a Bartington™ MS2 apparatus coupled to a simple frequency sensor MSGU. Analysis of total carbon (TC), total nitrogen (NT) and organic fractions of carbon (C_{org}) and nitrogen (N_{org}) concentrations were performed using the Vario Micro Cube Elemental™ elemental analyser. Ages of the datable cores PMT1.2 (38 ± 2 years in 42 cm), PMT2.1 (25 ± 2 years in 39 cm) and PMT2.2 (60 ± 2 years in 44 cm), obtained with the CFCS models and Plum, were compatible. The median SAR of PMT1.2, PMT2.1 and PMT2.2 ranged between 0.9 and 1.0 $cm\ yr^{-1}$, and those of TAM ranged between 0.7 and 0.9 $g\ cm^{-2}\ yr^{-1}$. Sand content in PMT1.1 (52-93%), PMT1.2 (56-81%), PMT2.1 (63-78%) and PMT2.2 (60-88%) showed an opposite behaviour to the distribution of clay and silt. The SM values were not useful to evaluate changes in the provenance of the sediment. The median Ti concentrations of PMT1.1, PMT1.2, and PMT2.2 were comparable, while that of PMT2.1 was significantly higher ($p < 0.05$) than the others. The Rb concentration was detectable in 3 cores; the median of the PMT1.1 values was significantly ($p < 0.05$) lower than median of PMT1.2 and PMT2.2. As concentration was detectable in PMT1.1, PMT1.2 and PMT2.2 (0.5 - 1.8 $\mu g\ g^{-1}$) and their median values were comparable. The concentrations of the 4 C_{org} cores varied between 0.2 and 1.1 %, those of C_{inorg} between 11.8 and 12.5 %, those of N_{org} between 0.0 and 0.1 %, and C/N values varied between 9.4 and 13.0. In PMT1.2, PMT2.1, and PMT2.2, C_{org} burial rates ranged from 11.4 to 133.0 $g\ m^{-2}\ yr^{-1}$, increasing toward the present. Total C_{org} (30 cm) inventories were comparable

between cores ($15.9 \pm 3.1 \text{ Mg ha}^{-1}$ in PMT1.1, $17.3 \pm 3.2 \text{ Mg ha}^{-1}$ in PMT1.2, $24.8 \pm 4.6 \text{ Mg ha}^{-1}$ in PMT2.1 and $16.3 \pm 3.0 \text{ Mg ha}^{-1}$ in PMT2.2). C_{org} stocks from 0-10 cm segment varied between 4.9 and 8.8 Mg ha^{-1} ; C_{org} stocks from 10-20 cm segment varied between 5.0 and 7.3 Mg ha^{-1} ; and those of 20-30 cm segment varied between 4.9 and 8.7 Mg ha^{-1} ; the values of the stocks in each segment were comparable ($p > 0.05$) in each core.

The hypothesized relation between MAR and population growth was not observed, since two of the records were very short (since 1980 ± 2 in PMT1.2 and 1993 ± 2 in PMT 2.1) and MAR values in the third one (1958 ± 2 in PMT 2.2) were constant until 2015, within the uncertainties. The maximum of MAR recorded in 2015 (PMT2.2) and 2018 (PMT1.2 and PMT2.1) could be explained by the increase in erosion due to the loss of seagrasses in front of the sampling sites, by the scouring due to sargassum brown tides and by the removal of sand on the beaches near the sites where the cores were extracted. C_{org} burial rates on the shoreline of the reef lagoon were relatively high, possibly due to: (1) the dominance of *T. testudinum* and *S. filiforme* (2) the high MAR values of the sedimentary records, which explained between the 34 and 76% of the variability of C_{org} burial rates ($r^2=0.53$ in PMT1.2; $r^2=0.76$ in PMT2.1; and $r^2=0.34$ in PMT2.2); (3) the debris accumulation on the lagoon shoreline. The maximums of C_{org} burial rates in PMT2.2 during 2015, in PMT1.2 and PMT2.1 during 2018 coincided with the maximums of MAR, which could be attributed to the brown sargassum tides in Puerto Morelos.

Detectable concentrations of As were observed in some sections of the two cores closest to the coast (PMT1.1, without dating; and PMT2.1, from 2016) and in one of the cores furthest from the coast (PMT1.2, since 2008), where brown sargasso tides were not visible. Concentrations of As in the sediments had two possible origins: (1) terrigenous, because As concentrations were related to Ti concentrations, so that, both records could originate from the same process, additionally, As is an element that can be incorporated into calcium carbonates by coprecipitation or adsorption; the range of As recorded in this study (0.6 to $1.9 \mu\text{g g}^{-1}$) is within the As values observed in calcites worldwide (1 to $8 \mu\text{g g}^{-1}$); (2) sargasso origin, since PMT1.1 and PMT2.1 cores were extracted from the area where sargasso accumulated. It is estimated that 53% of the concentration of As in sargasso arriving in the Mexican Caribbean is mobilized into the environment during its natural deterioration. To evaluate if the origin of the C_{org} accumulated in the cores since 2015 was associated with the massive influxes of sargasso, the C/N molar ratio was measured, however, the C/N values in the cores were between 9 and 13, and did not register the maximum values expected in the years of sargasso arrivals. Therefore, the C/N values, by themselves, are not useful to assess whether the origin of the organic matter accumulated during the last decade in the studied cores is related to sargasso.

Variación temporal de tasas de enterramiento e inventarios de carbono en sedimentos de pastos marinos de la laguna Arrecifal del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, Quintana Roo

1. Introducción

El cambio global es el conjunto de transformaciones que han modificado los procesos terrestres con el inicio de la era industrial (Steffen et al., 2004), y se ha acelerado por el rápido crecimiento de la población humana y la demanda de recursos naturales (Vitousek, 1994). Uno de los componentes del cambio global es el cambio de uso de suelo, el cual modifica el paisaje y afecta negativamente a los ecosistemas. El cambio de uso de suelo es la causa principal de la extinción de especies en los ecosistemas terrestres (Myers, 1997) y afecta negativamente a los ecosistemas costeros, dado que en las costas reside más del 50% de la población humana (Kremer y Crossland, 2002).

Los pastizales marinos son uno de los ecosistemas costeros afectados por el cambio de uso de suelo, y por otras manifestaciones del cambio global como la eutrofización del agua, el dragado (Unsworth et al., 2015) y el incremento del suministro de sedimentos al litoral (Ruiz-Fernández et al., 2009), que puede dañar a los pastos marinos al enterrarlos (Marbà et al., 2015). En el último siglo, las afectaciones continuas a los pastizales marinos han destruido casi el 30% de su superficie mundial (Waycott et al., 2009). Entre los efectos negativos más graves del deterioro de los pastizales marinos se encuentra la pérdida de los almacenes de carbono azul, que es el C_{org} preservado en su biomasa y sedimentos.

Los cambios en los almacenes de carbono azul y en las tasas de enterramiento de los pastizales marinos pueden evaluarse a lo largo del tiempo mediante reconstrucciones retrospectivas basadas en núcleos sedimentarios, siempre y cuando exista un marco temporal confiable (Ruiz-Fernández et al., 2014). Para determinar la edad de los sedimentos se puede utilizar el fechado con ^{210}Pb , el cual permite obtener cronologías, la tasa de acumulación sedimentaria (TAS; $cm\ año^{-1}$) y la tasa de acumulación másica (TAM; $g\ cm^{-2}\ año^{-1}$) (Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). Las cronologías con ^{210}Pb se utilizan para reconstruir los cambios ambientales ocurridos durante los últimos ~100 años (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012), periodo de interés para estudiar los impactos del cambio global.

Puerto Morelos, en la Riviera Maya, ha experimentado un acelerado cambio de uso de suelo, pues es parte del corredor turístico más concurrido de México. Adicionalmente, está expuesto a la constante llegada de sargazo (Chávez et al., 2020; Iporac et al., 2022), cuya limpieza erosiona las playas y compacta la arena. Frente a Puerto Morelos se encuentra el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), que posee praderas de *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*, cuya estructura y dominancia específica (Van Tussenbroek et al., 2014) se ha modificado debido a los daños ambientales de la región. Este proyecto evalúa la variación espacio-temporal reciente de los inventarios y las tasas de acumulación de carbono azul en sedimentos de pastizales marinos (*Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*) de la laguna Arrecifal del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), y analiza su relación con los cambios ambientales ocurridos en los últimos 50 años. El conocimiento de la dinámica de carbono azul en los pastizales marinos del PNAPM es importante para sustentar la conservación del ecosistema como un sumidero natural de carbono.

2. Marco teórico

2.1. Carbono azul

El carbono azul es el C_{org} almacenado en los sedimentos, y en la biomasa viva y muerta de los pastizales marinos, manglares y marismas (Nellemann et al., 2009). El reservorio más importante de carbono azul se encuentra en los sedimentos, porque ahí el C_{org} puede preservarse durante cientos (Duarte et al., 2005) e incluso miles de años (Mcleod et al., 2011). La preservación efectiva del carbono azul en los sedimentos se debe a las altas tasas de acumulación sedimentaria, que entierran rápidamente al C_{org} (estimado $27.4 \text{ Tg } C_{org} \text{ año}^{-1}$ en pastizales marinos; Duarte et al., 2005) en sedimentos con condiciones subóxicas a anóxicas (Schlesinger y Lichter, 2001).

La preservación de los ecosistemas de carbono azul contribuye a evitar mayores emisiones de CO_2 , el principal gas de efecto invernadero emitido por el ser humano (Mohammed et al., 2021). Al perderse las extensiones de pastizales marinos, los sedimentos se mezclan o remueven y el C_{org} previamente enterrado es expuesto a las condiciones óxicas de la atmósfera, o de la columna de agua, que lo remineralizan en forma de CO_2 (Pendleton et al., 2012).

2.2. Pastizales marinos

Los pastos marinos son angiospermas acuáticas adaptadas a vivir en ambientes marino-costeros sumergidos (Duarte et al., 2005). Se consideran un grupo ecológico y no uno taxonómico (den Hartog y Kuo, 2006); poseen una diversidad de 6 familias, 14 géneros y 72 especies (Short et al., 2011). Los pastos marinos tienen hojas y tallos que atenúan el oleaje y asientan sedimentos usualmente ricos en C_{org} autóctono que quedan atrapados en su sistema de raíces y rizomas (Potouroglou et al., 2017); presentan flores, frutos y semillas para reproducirse sexualmente; se distribuyen en fondos rocosos (solamente especies del género *Phyllospadix*), arenosos, incluyendo arenas carbonatadas. El límite de profundidad al que pueden desarrollarse depende de la disponibilidad de la luz en la columna de agua (Hemminga y Duarte, 2000).

Los pastizales marinos proveen importantes servicios ecosistémicos como la filtración de nutrientes (Gallegos Martínez y Hernández Cárdenas, 2020), la estabilización de sedimentos (Orth et al., 2006), la creación de hábitats de anidamiento, refugios y corredores biológicos para especies de interés comercial (Micheli y Peterson, 1999); y la fijación de CO_2 durante la fotosíntesis, que se incorpora como C_{org} autóctono en su biomasa y sedimentos (Mcleod et al., 2011). Se estima que, pese a su corta extensión (menos del 0.2 % del área de los océanos del mundo), los pastizales marinos entierran en promedio 27.4 Tg año⁻¹ de C_{org} a nivel global, lo cual equivale aproximadamente al 10 % de la tasa total de enterramiento de C_{org} en los océanos del mundo (Duarte et al., 2005).

A pesar de la relevancia de los pastizales marinos, desde 1880 hasta el 2016 se han perdido 6,156 km² de su extensión en el mundo (Dunic et al., 2021), y el 24 % de las especies de pastos marinos se encuentran amenazadas a nivel global según la Lista Roja de la UICN (Short et al., 2011). Se estima que la pérdida continua de pastizales marinos en el mundo podría liberar hasta ~299 Tg de C_{org} cada año, lo equivalente al 10 % de las emisiones de CO_2 atribuidas al cambio de uso de suelo a nivel mundial (Fourqurean et al., 2012), lo cual acelera el calentamiento global. La degradación de este ecosistema en términos de emisiones de carbono se estima de 1.9 a 13.7 mil millones de dólares al año (Pendleton et al., 2012).

2.3. Afluencias masivas de sargazo

Sargassum es un género de macroalgas pardas (clase Phaeophyceae, orden Fucales) extendido en zonas tropicales, subtropicales y templadas, cuyas únicas dos especies holopelágicas *Sargassum natans* y *Sargassum fluitans* anteriormente estaban confinadas al golfo de México y al mar de los Sargazos (Ody et

al., 2019). Desde el 2011 se empezaron a registrar masas grandes de *S. natans* y *S. fluitans* en la superficie del océano Atlántico tropical debido al establecimiento del Gran Cinturón de Sargazo del Atlántico (GASB, Wang et al., 2019). El posible origen del GASB es el incremento del suministro de nutrientes en el océano Atlántico, debido a la deforestación en áreas continentales circundantes (Wang et al., 2019) y al aumento del polvo del Sáhara (Johnson et al., 2012); aunque también podría deberse a cambios en los patrones de surgencias en el noroeste de África (Wang et al., 2019) y de la profundidad de la capa de mezcla, por modificaciones en las corrientes oceánicas (Johns et al., 2020).

A partir de la formación del GASB inició el varamiento masivo y periódico de sargazo (Smetacek y Zingone, 2013; Wang et al. 2019) en las costas del Caribe (Langin, 2018) y de África occidental (Sankare et al., 2017). Tan solo en el Caribe, la biomasa de sargazo registrada durante 2011 fue 200 veces mayor al registro promedio de los ocho años anteriores (Gower et al., 2013). Para el Caribe mexicano, las afluencias masivas de sargazo iniciaron a finales de 2014 (Rodríguez-Martínez et al., 2016) y continuaron durante 2015, 2018, 2019 y 2021 (Chávez et al., 2020; Iporac et al., 2022).

El sargazo en descomposición produce gases, como el ácido sulfhídrico y el amoníaco, que bajo exposición crónica podrían dañar la salud humana (Resiere et al., 2019); también puede contener altas concentraciones de elementos como arsénico (As, 24-172 ppm de peso seco), manganeso (Mn, 40-139 ppm de peso seco) o aluminio (Al, 206 ppm de peso seco; Rodríguez-Martínez et al., 2020) que se liberan rápidamente al ambiente cuando el sargazo arribado se descompone, y pueden conservarse en el agua y los sedimentos (Chávez et al., 2020). Las mareas marrones de sargazo, que traen consigo altas concentraciones de materia orgánica, disminuyen la concentración de oxígeno en el agua cercana a la costa, el pH y la penetración de la luz, lo cual daña a los pastizales marinos y a las comunidades bentónicas en la zona nerítica (van Tussenbroek et al., 2017). Adicionalmente, las actividades inadecuadas de limpieza de sargazo provocan erosión en las playas y compactación de la arena (Maurer et al., 2018).

2.4. Registros sedimentarios

Los sedimentos son partículas no consolidadas provenientes de rocas preexistentes, que se generan por la acción del intemperismo y la erosión, para posteriormente depositarse en alguna cuenca (Selley, 1976). Los sedimentos terrígenos se originan por la erosión de rocas y están compuestos principalmente por minerales silicatados como cuarzo, feldespatos, micas y magnetita. Los sedimentos químicos provienen de la

precipitación del material en disolución que es transportado a los cuerpos de agua. Los sedimentos biogénicos calcáreos se componen de los restos duros compuestos de CaCO_3 como conchas, dientes o huesos de organismos (Tarbuck et al., 2005)

Dentro de la cuenca de depósito, los sedimentos se acumulan conforme a la Ley de Superposición, la cual establece que, si las capas sedimentarias depositadas no son deformadas, en una columna sedimentaria cada capa de sedimento es más antigua que la de encima y más joven que la de abajo (Tarbuck et al., 2005). Al recuperar un archivo sedimentario inalterado se pueden reconstruir las condiciones ambientales que prevalecían en el momento de la formación de las capas sedimentarias, siempre y cuando se tenga un fechado confiable que permita establecer las edades en cada estrato, e indicadores de cambio ambiental.

2.5. Fechado de sedimentos

El fechado con ^{210}Pb se utiliza para reconstruir las condiciones ambientales dentro de los últimos ~100 años (García-Orellana y Sanchez-Cabeza, 2012), tiempo equivalente a 5 veces el periodo de semidesintegración de ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22.23 \pm 0.12$ años; DDEP, 2012) y al periodo en el que se han observado los mayores impactos humanos en la naturaleza (Steffen et al., 2011). ^{210}Pb es un radionúclido natural perteneciente a la cadena radiactiva de ^{238}U y su presencia en los sedimentos se debe a la desintegración de ^{222}Rn ($T_{1/2} = 3.8$ días; Bé et al., 2008). Una fracción de ^{210}Pb se origina *in situ* al interior de los sedimentos y permanece atrapado en ellos (^{210}Pb base o soportado, $^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$) (Ruiz-Fernández et al., 2014); otra fracción de ^{210}Pb se forma en la atmósfera y posteriormente regresa al sistema por escorrentía y precipitación (^{210}Pb en exceso, $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$).

Para el fechado se requiere conocer la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$, la cual se determina mediante la ecuación 1.

$$^{210}\text{Pb}_{\text{exc}} = ^{210}\text{Pb}_{\text{tot}} - ^{210}\text{Pb}_{\text{sop}} \quad \text{ecuación (1)}$$

Al analizar un núcleo sedimentario se obtienen las actividades de ^{210}Pb total ($^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$), mediante espectrometría de rayos gamma o partículas alfa (por equilibrio secular con el descendiente de ^{210}Pb , ^{210}Po ; Sánchez-Cabeza et al., 1998), y las de ^{226}Ra ($^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$) con espectrometría de rayos gamma, bajo la suposición de equilibrio secular con ^{214}Pb .

El método es útil para obtener un modelo de edad (relación de la edad con respecto a la profundidad) y calcular la velocidad con que se acumula el sedimento, es decir la TAS y TAM. No obstante, dado que la columna sedimentaria se compacta debido al peso de los sedimentos acumulados en las capas superiores (Robbins, 1978), utilizar la TAM es más confiable que la TAS para evaluar los cambios en la acumulación de los sedimentos (Ruiz-Fernández y Mulsow, 2012).

De acuerdo con Krishnaswamy et al. (1971), la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ es resultado del balance entre el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ que llega al sistema y la tasa de acumulación másica (TAM) (ecuación 2):

$$C(i, t) = \frac{f}{r(i)} \quad \text{ecuación (2)}$$

donde $C(i, t)$ es la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en la sección de interés en el tiempo t , $r(i)$ es la TAM y f es el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ que llega a los sedimentos.

La ecuación fundamental implica que, si en el área de estudio el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ es constante, y el aporte de sedimentos (TAM, r_i) aumenta, entonces la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ disminuye por un efecto de dilución (Robbins y Edgington, 1975). Por el contrario, si la TAM se reduce, entonces la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ incrementa (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012).

Cuando $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ se deposita en la superficie de los sedimentos, la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ decae exponencialmente con el paso de tiempo conforme a la ley de desintegración radiactiva (ecuación 3):

$$C_i = C_i(t=0) e^{-\lambda t} \quad \text{ecuación (3)}$$

donde C_i es la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en la sección de interés, $C_i(t=0)$ es la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ al momento de la formación de la sección de interés, λ es la constante de desintegración radiactiva de ^{210}Pb (0.03118 ± 0.00017 ; Bé et al., 2008) y t es el tiempo transcurrido desde que se formó la sección de interés.

El fundamento del fechado con ^{210}Pb es el decaimiento de las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ con el paso del tiempo. Así, al comparar la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en la superficie del núcleo sedimentario con las concentraciones de los estratos más antiguos, se pueden establecer la edad y las tasas de acumulación de cada estrato mediante un modelo de fechado (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). Entre los modelos de fechado más comúnmente utilizados se encuentran el modelo de Flujo Constante (CF, por sus siglas en inglés)

(Robbins, 1978) y el de Flujo Constante Sedimentación Constante (CFCS, por sus siglas en inglés) (Appleby y Oldfieldz, 1983).

2.5.1. Modelo de Flujo Constante (CF)

El modelo de Flujo Constante (CF) es quizás el más ampliamente utilizado para obtener modelos de edad con el método de ^{210}Pb (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012), el cual es un modelo estadísticamente robusto que permite estimar las variaciones de la TAM en el periodo del fechado. La hipótesis fundamental del modelo CF es que el flujo (f) de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ permanece constante a lo largo del registro. El modelo CF está basado en la disminución, con el paso del tiempo, del inventario total de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en un núcleo, definido como la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ acumulada por unidad de área a lo largo del registro (desde la superficie hasta la profundidad de equilibrio, donde la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ es nula) (ecuación 4):

$$A(0) = \frac{A(i)}{e^{-\lambda t}} \quad \text{ecuación (4)}$$

donde $A(0)$ representa el inventario total de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en un núcleo, t es la edad de la capa de interés, $A(i)$ es el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ debajo de la capa de interés y λ es la constante de desintegración radiactiva de ^{210}Pb (0.03118 ± 0.00017 ; Bé et al., 2008).

La edad de la capa de interés (t) se estima con la ecuación 5:

$$t = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{A(0)}{A(i)} \quad \text{ecuación (5)}$$

donde $A(i)$ es el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ debajo de la capa de interés, $A(0)$ es el inventario total de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ y λ es la constante de desintegración radiactiva de ^{210}Pb (0.03118 ± 0.00017 ; Bé et al., 2008).

La TAM de cada capa se calcula mediante la ecuación 6:

$$r(i) = \frac{\lambda A(i)}{C(i)} \quad \text{ecuación (6)}$$

donde $r(i)$ es la TAM en la capa de interés, λ es la constante de desintegración radiactiva de ^{210}Pb (0.03118 ± 0.00017 ; Bé et al., 2008), $A(i)$ es el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ acumulado debajo de la capa de interés, y $C(i)$ es la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en la capa de interés.

Si el perfil de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ no alcanza la región de equilibrio, entonces no se cuenta con el inventario completo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ ($A(0)$) y, por tanto, no se puede emplear el modelo CF, a menos que se calcule el inventario faltante. Esto puede hacerse mediante el uso de una edad de referencia (ecuación 7) o mediante el cálculo de la TAM promedio en la sección más profunda del núcleo (ecuación 8) a través del modelo CFCS (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012).

$$A(j) = \frac{\delta A}{e^{\lambda t} - 1} \quad \text{ecuación (7)}$$

donde $A(j)$ es el inventario faltante de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$, δA es el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ desde la superficie hasta el fondo del núcleo con el inventario incompleto, λ es la constante de desintegración radiactiva de ^{210}Pb (0.03118 ± 0.00017 ; Bé et al., 2008) y t es la edad conocida de una capa (j) del núcleo.

$$A(j) = \frac{rC(j)}{\lambda} \quad \text{ecuación (8)}$$

donde $A(j)$ es el inventario faltante de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$, r es la TAM promedio en la sección más profunda del núcleo, $C(j)$ es la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en la sección más profunda del núcleo, λ es la constante de desintegración radiactiva de ^{210}Pb (0.03118 ± 0.00017 ; Bé et al., 2008) y t es la edad conocida de una capa (j) del núcleo.

Finalmente, para obtener el inventario total de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en el núcleo ($A(0)$), se suman el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ calculado desde la superficie hasta el fondo del núcleo con el inventario incompleto (δA) y el inventario faltante de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ ($A(j)$) (ecuación 9; Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012):

$$A(0) = \delta A + A(j) \quad \text{ecuación (9)}$$

2.5.2. Modelo de Flujo Constante Sedimentación Constante (CFCS)

Una alternativa al modelo CF es el modelo CFCS, cuya hipótesis es que tanto el flujo (f) de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$, como la TAM ($r(i)$) son constantes a lo largo del registro sedimentario. El modelo CFCS se basa en el análisis de regresión de la variación de las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ a lo largo del perfil sedimentario y su relación inversamente proporcional (ecuación 12) con la profundidad másica (g cm^{-2}), es decir, la masa de los sedimentos acumulados en función de la profundidad, que toma en cuenta el efecto de la compactación sedimentaria (Robbins, 1978). Para utilizar el modelo CFCS, debe existir una correlación significativa entre el logaritmo natural de la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ ($\ln C_i$) y la profundidad másica (m_i). La hipótesis del modelo CFCS implica que la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ es constante en cada sección al momento en que ésta se depositó en la superficie del núcleo; así, la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en cada sección del núcleo es el resultado de la disminución de la actividad en superficie con el paso del tiempo, como consecuencia de la desintegración radiactiva de ^{210}Pb (ecuación 10):

$$\ln C_i = \ln C_o - \frac{\lambda}{r} m_i \quad \text{ecuación (10)}$$

donde, C_i es la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ en la sección de interés, C_o es la actividad inicial de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$, λ es la constante de desintegración radiactiva de ^{210}Pb (0.03118 ± 0.00017 ; Bé et al., 2008), r es la TAM y m_i es la profundidad másica. La ecuación 10 se basa en la ecuación de la recta ($y = a + bx$) donde $\ln C_o$ representa la ordenada al origen de la ecuación (variable y), $-\frac{\lambda}{r}$ es la pendiente (variable b) y m_i simboliza la variable x .

La TAM se obtiene a partir de la ecuación 11 y representa el valor promedio de la velocidad de la acumulación de los sedimentos en el periodo comprendido por la regresión, que puede ser la totalidad del registro o el (los) segmento(s) donde la correlación entre $\ln C_i$ y m_i es significativa.

$$r = -\frac{\lambda}{b} \quad \text{ecuación (11)}$$

La edad de los sedimentos se calcula mediante la ecuación 12, donde t_i es la edad de la sección a fechar, m_i es la profundidad másica de la sección a fechar y r_i es la TAM de la sección a fechar.

$$t_i = \frac{m_i}{r_i} \quad \text{ecuación (12)}$$

2.5.3. Modelo Plum

Plum es un modelo desarrollado recientemente por Aquino-López et al. (2018), basado en la hipótesis fundamental del modelo CF, la cual establece que el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ es constante a lo largo del registro. Plum emplea estadística bayesiana, por lo que, mediante millones de iteraciones Markov Chain Monte Carlo (MCMC), utiliza información “a priori” de las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$, las tasas de acumulación sedimentaria, la densidad de los sedimentos, e información adicional como mediciones de ^{137}Cs y ^{14}C , y asigna un rango de posibles edades a cada profundidad. En comparación con el modelo tradicional de CF, Plum es más flexible y permite analizar perfiles cuyo inventario total de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ esté incompleto (Aquino-López et al., 2018; Aquino-López et al., 2020), a condición de que se establezca una tasa de acumulación “a priori” apropiada y específica para cada área de estudio. Plum tiene la desventaja de no proveer los valores de TAS ni de TAM, estos últimos necesarios para diversos cálculos posteriores (e.g., tasas de enterramiento de C_{org}). Para calcular la TAS (cm año^{-1}) se debe dividir cada profundidad del registro sedimentario (cm) entre su edad respectiva (años) estimada con el modelo Plum. La TAS resultante para cada profundidad (cm año^{-1}) se multiplica por la densidad de cada sección ($\text{cm}^3 \text{ g}$) y así se obtiene la TAM ($\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$).

2.5.4. Corroboración de fechados

El radionúclido artificial ^{137}Cs se utiliza comúnmente para corroborar los fechados con ^{210}Pb . ^{137}Cs fue liberado al ambiente debido a las pruebas nucleares atmosféricas ocurridas entre 1945 y 1980, aunque el máximo de dichas pruebas ocurrió entre 1962 y 1964 (UNSCEAR, 2020). Esta historia de liberación y precipitación de ^{137}Cs hacia los sedimentos se ve reflejada en los registros sedimentarios. Para considerar confiable un modelo de edad-profundidad derivado del método de ^{210}Pb , la actividad máxima de ^{137}Cs debe observarse en el registro sedimentario en 1963 ± 1 (Ruiz-Fernández et al., 2014).

2.5.5. Indicadores de cambios ambientales

En este estudio, los indicadores de cambios ambientales utilizados son la susceptibilidad magnética, el tamaño de grano, las concentraciones de Ti y Rb, y la relación molar C/N. La susceptibilidad magnética (SM) indica el grado de magnetización de los materiales en los sedimentos en respuesta a un campo magnético inducido. Los materiales diamagnéticos presentan una SM negativa; los materiales paramagnéticos presentan una SM positiva únicamente cuando el campo magnético inducido está presente; y los

ferromagnéticos presentan una SM positiva aún en ausencia de algún campo magnético externo (Hrouda et al., 2009). La SM en los sedimentos depende de su composición geoquímica o mineralógica, por lo que las variaciones en los valores de SM a lo largo de los perfiles sedimentarios podrían indicar cambios en los aportes y fuentes de sedimentos (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández et al., 2012). Las variaciones en la distribución del tamaño de grano en los sedimentos (porcentajes de arena (0.06 mm - 2.0 mm), limo (3.9 μm - 0.06 mm) y arcilla (0.06 μm - 3.9 μm ; Wentworth, 1922) permiten inferir cambios en la hidrodinámica del sitio de estudio (Ruiz-Fernández et al., 2018), o explicar las variaciones de la concentración de C_{org} , debido a que los sedimentos más finos tienen una mayor superficie de contacto que favorece la adsorción del C_{org} (Mayer, 1994).

Ti es un elemento traza de la litósfera que es conservativo, es decir, no es afectado por la diagénesis ni está involucrado en procesos biológicos y, por lo tanto, en los registros sedimentarios suele representar aporte alóctono transportado por escorrentía a las cuencas (Boës et al., 2011), incluso en sitios carbonatados como la península de Yucatán (Roy et al., 2018).

Rb es un elemento conservativo comúnmente encontrado en micas, moscovitas y minerales arcillosos como sustituto del potasio (Salminen, 2005); en los sedimentos suele ser un indicador de incrementos de aporte de arcillas a la cuenca (Richter et al., 2006).

La relación molar C/N se utiliza como un indicador del origen de la materia orgánica. Los valores de C/N de 4 a 15 se asocian a materia orgánica de origen marino (fitoplancton), mientras que los valores cercanos a 20 se relacionan con materia orgánica de origen terrestre, sobre todo con plantas vasculares (Meyers y Teranes, 2001).

3. Antecedentes

La evaluación de los inventarios y tasas de acumulación de C_{org} en pastizales marinos es un tema en desarrollo alrededor del mundo. A partir de la definición del término “carbono azul” (Nellemann et al., 2009) el número de artículos científicos sobre la dinámica y preservación de C_{org} en sedimentos de pastizales marinos aumentó considerablemente (de 9 a 404; Scopus, 2022). En esta sección se describen estudios de los inventarios y las tasas de enterramiento de carbono azul en sedimentos de pastizales marinos realizados en el mundo y en sitios costeros de México.

Según (Phang et al., 2015) más del 90% del C_{org} que se preserva en áreas de pastizales marinos se encuentra en los sedimentos. Fourqurean et al. (2012) calcularon un inventario de C_{org} promedio global en pastizales marinos de 140 Mg ha^{-1} , de los cuales 2.52 Mg ha^{-1} corresponden a la biomasa viva y, entre 9.1 y 628.1 Mg ha^{-1} de C_{org} a los sedimentos. Un factor que puede influir en la acumulación de C_{org} en los sedimentos es la diversidad de especies, porque cada especie tiene sus propias tasas de productividad primaria y capacidad de atrapar C_{org} alóctono (Lavery et al., 2013). Las especies de pastos marinos con mayor biomasa capturan más sedimentos finos que pueden contener C_{org} alóctono (Armitage y Fourqurean, 2016).

Algunas características que favorecen la preservación de C_{org} en los sedimentos de los pastizales marinos son un buen estado de conservación de los pastizales (Lavery et al., 2013) y la alta densidad de la vegetación, porque con ella disminuye la remoción de sedimentos que contienen C_{org} (Lovelock et al., 2017). Generalmente, los inventarios de C_{org} en zonas con mayor densidad de pastos marinos o en mejor estado suelen ser mayores a los encontrados en zonas con vegetación débilmente desarrollada. Los inventarios de C_{org} en sedimentos de pastizales marinos no perturbados pueden ser hasta 3 veces mayores que los encontrados en sedimentos de pastizales marinos perturbados (Macreadie et al., 2015). Una excepción se ha reportado en Jankowska et al., 2016, donde se encontraron inventarios de C_{org} comparables en sedimentos con vegetación débilmente desarrollada y vegetación abundante.

Estudios previos alrededor del mundo (Arias-Ortiz et al., 2018; Cusack et al., 2018; Greiner et al., 2013; Marbà et al., 2015; Piñeiro-Juncal et al., 2021; Salinas et al., 2020; Samper-Villarreal et al., 2018; Trevathan-Tackett et al., 2018) han demostrado la utilidad del fechado con ^{210}Pb para estimar la variabilidad temporal de los inventarios y las tasas de enterramiento de C_{org} a corto plazo, con lo que se pueden evaluar los cambios en los inventarios de C_{org} en sedimentos de pastizales marinos a través del tiempo (Greiner et al., 2013; Gulliver et al., 2020; Marbà et al., 2015; Thorhaug et al., 2017) y los factores que modifican la acumulación y preservación de C_{org} , como el incremento de las actividades antrópicas (Cuellar-Martinez et al., 2019; Macreadie et al., 2012). Adicionalmente, la técnica de ^{210}Pb permite evaluar los agentes que influyen en las tasas de enterramiento de C_{org} , por ejemplo, la distancia a la costa, ya que entre más cercanía al litoral es mayor el aporte de sedimentos que pueden contener C_{org} (Erwes-Lewis et al., 2020).

En México, se ha estudiado la dinámica de C_{org} en sedimentos de pastizales marinos de la península de Yucatán (Cota-Lucero y Herrera-Silveira, 2021) y del golfo de México (Thorhaug et al., 2019) sin utilizar el fechado con ^{210}Pb ; por lo que no se conocen las tasas de enterramiento de C_{org} , ni la variabilidad temporal y espacial de C_{org} en dichos sitios de estudio. El fechado con ^{210}Pb se ha utilizado en sedimentos de pastizales marinos de la bahía de San Quintín (Cuellar-Martinez et al., 2019; Krause et al., 2022), del Caribe mexicano (López-Mendoza et al., 2020) y de la laguna de Términos (Ruiz-Fernández, Sanchez-Cabeza, et al., 2020), donde el incremento de las tasas de enterramiento y los inventarios de C_{org} a corto plazo, generalmente se relacionan con el crecimiento demográfico (Cuellar-Martinez et al., 2020; Ruiz-Fernández et al. 2020); no obstante, el aumento de las actividades antrópicas genera pérdidas de pastizales marinos que pueden disminuir los inventarios de C_{org} a largo plazo (Cuellar-Martinez et al., 2019).

En la región del Caribe mexicano, López-Mendoza et al. (2020) analizaron los cambios de las tasas de enterramiento e inventarios de C_{org} en 5 sitios de pastizales marinos dominados por *Thalassia testudinum*, incluidos 3 sitios en la costa del PNAPM y 2 sitios entre Punta Cancún y Punta Nizuc. Se encontró que *T. testudinum* ha estado presente en la región desde hace, por lo menos, 100 años. Se observó que después de 1950, las concentraciones de C_{org} y N_{org} , así como las tasas de acumulación de C_{org} y C_{inorg} incrementaron debido a la intensificación de las actividades antrópicas. Se registró que los cambios en la TAM estuvieron significativamente correlacionados con el contenido de limo y fueron mayormente explicados (entre 50 y 90%) por el aumento de la población en la región. En uno de los sitios entre Punta Cancún y Punta Nizuc se registró un máximo de TAM durante 2014 ± 1 , que se relacionó con las afluencias masivas de sargazo en la costa del Caribe mexicano y con el transporte de material retirado de la playa durante su limpieza subsecuente (López-Mendoza et al., 2020). Aún no existe información publicada en la literatura que discuta el impacto de las afluencias masivas de sargazo sobre los flujos e inventarios de C_{org} en los sedimentos de pastizales marinos.

4. Justificación

Ante la urgente necesidad de mitigar los impactos del calentamiento global, se requiere mejorar la información sobre la dinámica de los almacenes y las tasas de enterramiento de C_{org} en los sedimentos de los ecosistemas de carbono azul, para sustentar políticas públicas orientadas a preservar dichos sumideros naturales de carbono. La zona de estudio es relevante porque es un Área Natural Protegida con el carácter de Parque Nacional y Sitio Ramsar (#1343) que cuenta con amplias extensiones de *Thalassia testudinum* y

Syringodium filiforme, que representan un área de importancia para la preservación de carbono azul en México. Al mismo tiempo, el PNAPM es un área que ha sido impactada por las afluencias masivas de sargazo desde 2015, y por los cambios de uso de suelo provocados por las actividades turísticas de la zona. Es necesario conocer mejor cómo dichos fenómenos afectan a los inventarios y a las tasas de enterramiento de C_{org} en diferentes escalas temporales y espaciales en el PNAPM. Así, el mayor conocimiento técnico en el área de estudio podría favorecer a la conservación de los pastizales marinos.

5. Objetivos

5.1. Objetivo general

Reconstruir la variación espacial y temporal reciente (dentro de los últimos 100 años) de las tasas de enterramiento e inventarios de carbono orgánico en sedimentos de pastizales marinos cercanos al litoral de la laguna Arrecifal, en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), Quintana Roo; y evaluar los cambios ambientales en el archivo sedimentario.

5.2. Objetivos específicos

1. Evaluar los cambios temporales y espaciales en tasas de acumulación másica (TAM), ocurridos en los últimos 60 años en sedimentos de pastizales marinos cercanos al litoral de la laguna Arrecifal PNAPM.
2. Calcular las concentraciones, flujos e inventarios de C_{org} en los sedimentos de pastizales marinos cercanos al litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM y analizar cómo han variado en el tiempo y espacio.
3. Evaluar los impactos de las actividades antropogénicas y de las afluencias masivas de sargazo en los sedimentos de pastizales marinos cercanos al litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM sobre las tasas de enterramiento e inventarios de C_{org} .

6. Preguntas de investigación e hipótesis

6.1. Preguntas de investigación

1. ¿Cómo ha cambiado la tasa de acumulación másica (TAM) en los sedimentos de pastizales marinos cercanos al litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM a través del tiempo?
2. ¿Cómo han variado las tasas de enterramiento e inventarios de C_{org} en los sedimentos de pastizales marinos cercanos al litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM con el tiempo?

3. ¿Cómo han afectado los cambios en el uso del suelo y las afluencias masivas de sargazo a las tasas de enterramiento y a los inventarios de C_{org} en los sedimentos de pastizales marinos cercanos al litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM?

6.2. Hipótesis

1. Si la urbanización, y por tanto la erosión costera, de Puerto Morelos han incrementado con el tiempo, entonces la TAM en la zona de los pastizales marinos cercanos al litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM aumentará a partir de 1970, año en que inició el desarrollo turístico en la zona.
2. Si el cambio de uso de suelo alrededor del PNAPM y la TAM han incrementado desde 1970, entonces las tasas de enterramiento de C_{org} aumentarán, y los inventarios de C_{org} disminuirán (por dilución) hacia el presente.
3. Si los cambios de uso de suelo provocan mayor transporte de terrígenos hacia los ecosistemas costeros, entonces se observará el aumento de las concentraciones de Ti y Rb. Además, si las afluencias masivas de sargazo, en el cual pueden existir altas concentraciones de As, alcanzan a la laguna Arrecifal, entonces se observará un aumento de la concentración de As en los registros sedimentarios a partir de 2015.

7. Área de estudio

Quintana Roo, estado al sur de México, se ubica en una plataforma carbonatada kárstica predominantemente plana (Lugo-Hupb et al., 1992) con poca existencia de suelo (Perry et al., 2003), permeable y con drenaje principalmente subterráneo (Perry et al., 1995). El clima es cálido-subhúmedo con lluvias en verano (García, 1973) y se rige por la interacción entre las corrientes marinas, los vientos alisios, los frentes fríos, los nortes, y las depresiones tropicales (Orellana et al., 2010). En la región, la precipitación y temperatura promedio anuales son de ~1300 mm y 26°C, respectivamente (INEGI, 2021_a), y la vegetación predominante es el manglar, la selva baja caducifolia y la selva mediana subperennifolia (Rzedowski, 1978).

La Riviera Maya es un corredor turístico que inició su construcción en 1970 y, desde los 90s, es uno de los principales destinos de playa en México (Hernández-Terrones et al., 2015), con más de 10 millones de turistas al año (12,522,784 personas en 2019; SEDETUR, 2021). Las actividades económicas y la afluencia de visitantes han promovido una abrupta urbanización de la región, cuya población local se ha triplicado entre el 2000 (63,752 habitantes) y 2010 (180,407 habitantes; SECTUR, 2013). El cambio de uso de suelo en la

Riviera Maya ha acelerado la erosión en el continente y, como resultado, en las costas del Caribe mexicano han incrementado las tasas de sedimentación (López-Mendoza et al., 2020) y el ingreso de nutrientes en la columna de agua (Rodríguez-Martínez et al., 2010). En el norte de la Riviera Maya, el aumento de nutrientes en el litoral ha favorecido la abundancia de la especie de rápido crecimiento *S. filiforme*, y con ello, la biomasa total de la comunidad de pastizales marinos ha incrementado (Rodríguez-Martínez et al., 2010).

Desde el 2015, en las costas del Caribe mexicano han ocurrido afluencias masivas de sargazo que afectan negativamente a los ecosistemas y a la economía de la Riviera Maya. El sargazo acumulado en las costas ha disminuido la visita de turistas en Puerto Morelos y Cancún (Chávez et al., 2020); además, ha ocasionado que los hoteles inviertan cientos de miles de dólares para limpiar sus playas (Salter et al., 2020). La materia orgánica de las algas en descomposición han dañado a las comunidades bentónicas más cercanas a las costas (principalmente corales y pastizales marinos), debido a la reducción de luz y a la disminución de la concentración de oxígeno (van Tussenbroek et al., 2017). La limpieza del sargazo en algunas playas se ha realizado con maquinaria pesada que aumenta la erosión en las costas (Chávez et al., 2020). Adicionalmente, en el Caribe mexicano se ha registrado que el sargazo en descomposición puede tener altas concentraciones de As (Olguin-Maciel et al., 2022; Rodríguez-Martínez et al., 2020; Vázquez-Delfín et al., 2021).

Puerto Morelos (20°50'50.5" N y 86°52'30.6" O) es una localidad de la Riviera Maya, ubicada al norte de Quintana Roo y a 35 km al sur de Cancún, cuya principal actividad económica es el turismo (Cruz-Coria et al., 2013). A 500 m frente a Puerto Morelos se encuentra una parte de la segunda barrera arrecifal más grande del mundo (Ortiz et al., 2017; González et al., 2017). Entre el arrecife y la costa se ubica la laguna Arrecifal de Puerto Morelos, con 15 km de largo, 500-1500 m de ancho y 3-4 m de profundidad. La circulación de la laguna es paralela a la costa, con velocidad promedio de ~10 cm/s, misma que puede cambiar debido a la influencia de la corriente de Yucatán, el oleaje y los vientos alisios (Coronado et al., 2007). La laguna tiene una conexión subterránea con el continente (Carruthers et al., 2005), cuenta con un canal de navegación al sur y una comunicación con el mar al norte (Coronado et al., 2007). La laguna es oligotrófica debido al escaso aporte de sedimentos terrígenos (Carruthers et al., 2005) y tiene un sustrato de arena de carbonato de calcio (Coronado et al., 2007). La laguna cuenta con pastizales marinos dominados por la especie *Thalassia testudinum*, la cual es relevante para mantener el equilibrio ecológico de la zona y porque es el alimento de las tortugas marinas, algunos peces y erizos que habitan en la laguna Arrecifal. Otra especie de pastos marinos dominante en la laguna, sobre todo en áreas con altas concentraciones de nutrientes, es

Syringodium filiforme, la cual generalmente crece en praderas mixtas con *T. testudinum* (van Tussenbroek et al., 2010).

Desde 1998, la laguna Arrecifal frente a Puerto Morelos fue declarada como Área Natural Protegida con el carácter de Parque Nacional (SEMARNAP, 2000) y en 2004, el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM) fue nombrado Sitio Ramsar (#1343) debido a su complejidad, a su importancia económica-recreativa, a los valores paisajísticos del sitio y a que su grado de conservación permite realizar diversos estudios científicos.

8. Materiales y métodos

8.1. Muestreo

El 27 de noviembre del 2018, se colectaron 4 núcleos sedimentarios de dos transectos en áreas de pastizales marinos (*Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*) dentro de la laguna Arrecifal del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), Quintana Roo. Los transectos se localizaron frente a una zona afectada por la acumulación de sargazo durante las afluencias masivas de 2015 y 2018; las estaciones 1.1 y 2.1 se ubicaron en una pradera sobreviviente cerca de la costa, y las estaciones 1.2 y 2.2 en la parte media de la laguna Arrecifal (Figura 1). La recolección de los núcleos se llevó a cabo manualmente, mediante el enterramiento de tubos de PVC (Tabla 1). Los cuatro núcleos fueron seccionados en intervalos de 1 cm de espesor, con un cuchillo de cerámica. Cada muestra se pesó antes y después de secarse. Posteriormente las muestras fueron molidas en un mortero de porcelana, excepto una alícuota usada para el análisis de distribución de tamaño de grano.

8.2. Análisis de laboratorio

8.2.1. Actividad de ^{210}Pb , ^{226}Ra y ^{137}Cs y fechado

La actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ se midió por espectrometría de partículas alfa, y la del $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ a través del análisis de ^{226}Ra mediante espectrometría de rayos gamma con el aparato Ortec-Ametek 920E; posteriormente, se calculó el $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ de todos los núcleos. A los núcleos se les hizo una prueba de correlación entre la profundidad másica (m_i) y el logaritmo natural de la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ ($\ln(C_i)$) para verificar la posibilidad de fecharse con el modelo CFCS.

Para el fechado de los sedimentos generalmente se utilizó el modelo CFCS (Appleby y Oldfieldz, 1983) y, para reforzar la confianza en las edades obtenidas con CFCS, los núcleos se fecharon también con el modelo Plum y se compararon las cronologías obtenidas con ambos modelos.

Tabla 1. Ubicación y características de los sitios de recolección de núcleos sedimentarios recolectados en praderas de pastos marinos de la costa de la laguna Arrecifal del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, Quintana Roo.

Clave del núcleo	Coordenadas		Profundidad [cm]	Longitud del núcleo [cm]	Medidas del nucleador
	Latitud N	Longitud O			
PMT1.1	20.86889	-86.86635	100	45	53 cm de longitud y diámetro interno de 8.06 cm
PMT1.2	20.86782	-86.86121	300	42	60 cm de longitud y diámetro interno de 8.14 cm
PMT2.1	20.85699	-86.86993	100	39	60 cm de longitud y diámetro interno de 8.14 cm
PMT2.2	20.85552	-86.86642	300	47.3	60 cm de longitud y diámetro interno de 7.72 cm

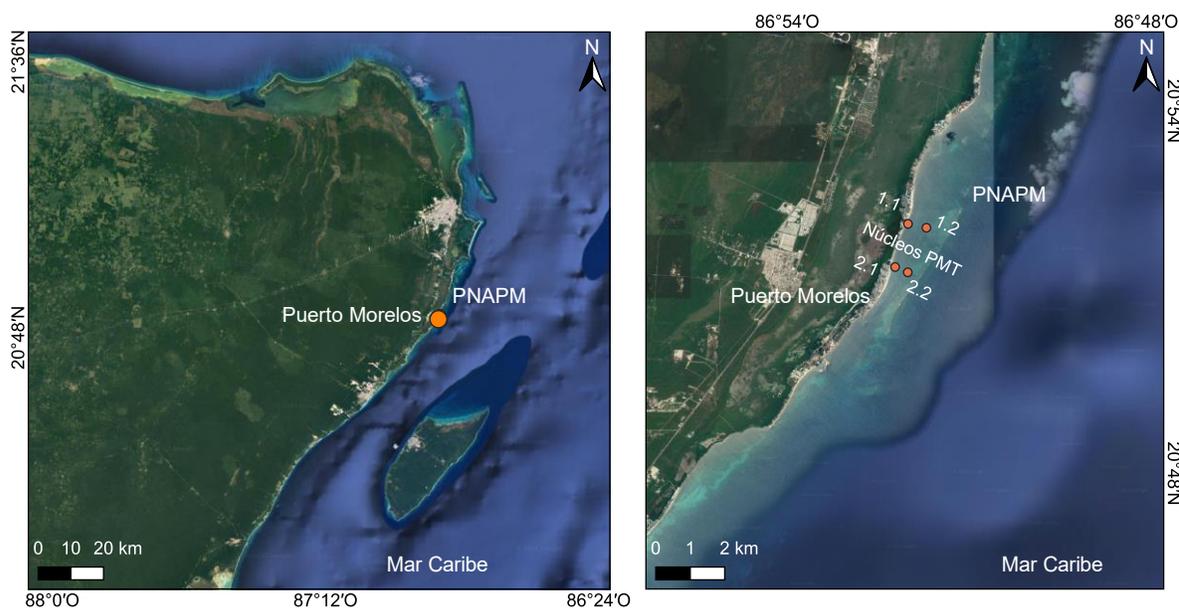


Figura 1. Localización de la zona de estudio en el litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM, Quintana Roo.

La TAS para cada profundidad en los núcleos se calculó al dividir las profundidades (cm) de sus registros sedimentarios entre su edad respectiva (años) estimada con el modelo Plum. Los valores de TAM para cada profundidad en los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2 se obtuvieron al multiplicar los valores de TAS por la densidad. Para evaluar los cambios en la acumulación sedimentaria en los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2 se utilizaron los valores de TAM.

8.2.2. Composición elemental

Mediante espectrometría de fluorescencia de rayos X (XRF) con un sistema Spectro™ Xepos-3 se determinó la concentración de Ti, Rb y As en los sedimentos. Ti y Rb son indicadores de terrígenos (Boës et al., 2011; Richter et al., 2006) y As es un elemento que puede existir en altas concentraciones en el sargazo (Rodríguez-Martínez et al., 2020). Las muestras previamente molidas se colocaron en una celda de polietileno de baja densidad con el fondo envuelto en una película *Prolene*™.

8.2.3. Distribución de tamaño de grano

Se determinaron los porcentajes de arena (0.06 mm - 2.0 mm), limo (3.9 μm - 0.06 mm) y arcilla (0.06 μm - 3.9 μm; Wentworth, 1922). Se utilizaron alícuotas de sedimento seco sin moler de entre 0.3 g y 0.5 g. Las muestras fueron digeridas en H₂O₂ al 30 % y calentadas a 60 °C para destruir la materia orgánica presente en los sedimentos. Antes de que las muestras se secaran se agregaron 20 ml de agua y se evaporaron a la misma temperatura; este proceso se repitió tres veces para eliminar cualquier residuo de H₂O₂. Luego, a las muestras se les agregó agua y se sumergieron en baño sónico durante 10 minutos para, posteriormente ser tamizadas. El sobrante de arena de cada muestra se colocó en una cápsula cuyo peso seco fue registrado. Las muestras fueron leídas con el aparato *Malvern Mastersizer*™ modelo *Hydro 2000MU* de difracción láser para determinar la concentración de arena, limo y arcilla. Finalmente, el peso de las cápsulas con arena seca se añadió al registro de arena detectado por el equipo.

8.2.4. Susceptibilidad magnética

Para el análisis de SM se utilizó un tubo de polietileno de 33 mm de largo y 8 mm de diámetro, con una alícuota de ~1 g sedimento molido para cada muestra. Cada alícuota fue colocada en un medidor de SM modelo *Bartington*™ *MS2* acoplado a un sensor de frecuencia simple MSGU durante 3 minutos.

8.2.5. Análisis de carbono y nitrógeno

El análisis de las concentraciones de carbono total (CT), nitrógeno total (NT) y las fracciones orgánicas de carbono (C_{org}) y nitrógeno (N_{org}) se realizó mediante el analizador elemental *Vario Micro Cube Elementar*™. Para determinar las concentraciones de CT y NT se usaron alícuotas de ~20 mg de sedimento liofilizado, molido y seco sin tratar; mientras que para analizar las concentraciones de C_{org} y N_{org} , se tomaron alícuotas de entre 3 y 8 g, a las cuales se le añadió HCl 1M para eliminar los carbonatos presentes en la muestra, se enjuagaron con agua desionizada y se liofilizaron. Las muestras sin tratar y las muestras libres de carbonatos se colocaron en cápsulas de estaño y se sometieron a combustión a 550 °C y 950 °C. El contenido de carbono inorgánico (C_{inorg}) se calculó como la diferencia entre las concentraciones de CT y C_{org} . La relación molar C/N se obtuvo mediante la división de los porcentajes de los elementos C y N calculados por el analizador, y sus pesos atómicos (ecuación 13).

$$\frac{C}{N} = \frac{C(\%)/12.011 \text{ g mol}^{-1}}{N(\%)/14.007 \text{ g mol}^{-1}} \quad \text{ecuación (13)}$$

8.2.6. Inventarios y tasas de enterramiento de carbono azul

Las tasas de enterramiento (TE) de carbono azul se estimaron en cada una de las secciones de los 3 núcleos fechados con el modelo CFCS (PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2) mediante el producto de la concentración de C_{org} por la TAM (Ruiz-Fernández et al., 2018) (ecuación 14).

$$\text{TE de } C_{org} \text{ (g m}^{-2} \text{ año}^{-1}) = \text{TAM (g m}^{-2} \text{ año}^{-1}) * C_{org} \text{ (mg g}^{-1}) * 100 \quad \text{ecuación (14)}$$

Los inventarios de carbono azul (ICA) se estimaron en los primeros 30 cm de profundidad (C_{org} (30 cm)) en cada núcleo (PMT1.1, PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2) con base en la metodología de Howard et al. (2014), mediante el producto de la densidad de los sedimentos, la concentración de C_{org} y el espesor en cada sección para cada núcleo (ecuación 15). Los ICA se reportaron en Mg ha^{-1} (ecuación 16).

$$\text{ICA (g } C_{org} \text{ cm}^{-2}) = \text{Densidad (g cm}^{-3}) * \% C_{org} \text{ (1 g } 100 \text{ g}^{-1}) * 1 \text{ (cm)} \quad \text{ecuación (15)}$$

$$\text{ICA (Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}) = \text{ICA (g } C_{org} \text{ cm}^{-2}) * (1 \text{ Mg} * 1\,000\,000 \text{ g}^{-1}) * (100\,000\,000 \text{ cm}^2 \text{ ha}^{-1}) \quad \text{ecuación (16)}$$

8.2.7. Control de calidad analítica

Para asegurar la calidad de los datos, se evaluaron la precisión y exactitud de los métodos de análisis. La precisión se estimó con el análisis de réplicas ($n=6$) de una sola muestra y el cálculo del coeficiente de variación (ecuación 17):

$$CV = \sigma/x*100 \quad \text{ecuación (17)}$$

donde x es el promedio de los valores medidos en cada análisis y σ es la desviación estándar (Hofer et al., 2005). Para que la precisión de los análisis sea válida, el CV debe ser igual o menor a 10 % (Little, 2016).

El CV del análisis de tamaño de grano fue <4% para arenas, <8% para limos, <7% para arcillas; <5% para el ^{210}Pb ; <2% para el análisis de pérdidas por ignición y SM; <4% para C_{org} , N_{org} y N_{tot} , y <2% para C_{tot} . La exactitud de los resultados se comprobó con el análisis de materiales de referencia certificados (MRC); todos los resultados de los análisis estuvieron dentro de los valores de los MRC (Tabla 2).

8.2.8. Análisis estadístico

Para verificar la distribución de los datos de TAM, SM, C/N; de los porcentajes de arcilla, limo y arena; y de las concentraciones de C_{org} , C_{inorg} , N_{org} , Ti, Rb y As, así como las tasas de enterramiento y los inventarios cada 10 cm y de 0 a 30 cm de C_{org} en los 4 núcleos, se utilizó la prueba de normalidad Anderson-Darling (Thode, 2002) bajo la hipótesis nula (H_0) de que los datos tenían una distribución normal. Para verificar la existencia de diferencias significativas entre las medianas de las variables analizadas en los 4 núcleos, se realizó el análisis de varianza (ANOVA) no paramétrico de Kruskal-Wallis (Hollander et al., 2015), seguido de la prueba post-hoc no paramétrica U de Mann-Whitney para identificar a qué núcleos correspondían las diferencias significativas identificadas en la prueba anterior. Los análisis estadísticos se realizaron con un nivel de confianza de 95%, es decir, los resultados son significativos con una $p < 0.05$.

Se realizó un Análisis de Factores para conocer el origen de las concentraciones de As detectadas en los núcleos PMT1.2 y PMT2.1, y su posible relación con las afluencias masivas de sargazo en Puerto Morelos. Las variables incluidas en el análisis fueron los porcentajes de arcilla, limo y arena, y las concentraciones de C_{org} , C_{inorg} , Ti y As de los 2 núcleos; se consideraron significativas a las variables con cargas $>|0.65|$.

Tabla 2. Valores de los MRC y de los resultados de cada análisis en núcleos sedimentarios recolectados en praderas de pastos marinos del litoral de la laguna Arrecifal del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, Quintana Roo.

Análisis	MRC	Valores certificados	Valores obtenidos
Tamaño de grano	Malvern AQS3002	d (0.1): 37.5–39.8 μm d (0.5): 61.7–64.8 μm d (0.9): 86.7–93.9 μm	d (0.1): 36.8 μm d (0.5): 61.5 μm d (0.9): 89.6 μm
Concentración de C y N	LECO 502 309	C: 8.8–9.1% N: 0.7–0.8%	C: 8.7–9.0% N: 0.8–0.8%
Concentración de As y Rb	IAEA-158	As: 11.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ Rb: 82 $\mu\text{g g}^{-1}$	As: 9.9–11.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ Rb: 92.1– 94.6 $\mu\text{g g}^{-1}$
Concentración de Ti	PACS-2	4430 $\mu\text{g g}^{-1}$	4147–4419 $\mu\text{g g}^{-1}$
SM	Bartington-G039	380x10 ⁻⁵ SI	376 - 377x10 ⁻⁵ SI
Análisis	MRC	Valores certificados	Valores obtenidos
Actividades de ²¹⁰ Pb	IAEA-300	273.6–361 Bq kg ⁻¹	340.5 Bq kg ⁻¹

9. Resultados

9.1. Actividades de ²¹⁰Pb_{tot}, ²²⁶Ra y ¹³⁷Cs

El intervalo de valores de ²¹⁰Pb_{total} en los 4 núcleos de la laguna Arrecifal varió entre 9.5 ± 2.9 y 101.8 ± 6.4 Bq kg⁻¹, el de ²²⁶Ra (²¹⁰Pb_{sop}) entre 1.8 ± 0.8 y 9.3 ± 1.1 Bq kg⁻¹, y el de ²¹⁰Pb_{exc} entre 14.1 ± 1.3 y 94.1 ± 6.5 Bq kg⁻¹. Las actividades más bajas de ²¹⁰Pb_{total}, ²²⁶Ra y ²¹⁰Pb_{exc} se observaron en el núcleo PMT 1.1 y mostraron un perfil constante respecto a la profundidad. Los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2 presentaron actividades de ²¹⁰Pb_{total} y de ²¹⁰Pb_{exc} que disminuyeron con la profundidad. Los máximos de ²²⁶Ra en PMT1.2 y PMT2.1 se registraron a los 25-26 cm, con 7.1 ± 1.8 Bq kg⁻¹ y 9.2 ± 1.1 Bq kg⁻¹ respectivamente; el máximo de ²²⁶Ra en el núcleo PMT2.2 fue de 4.5 ± 1.0 Bq kg⁻¹ a los 5-6 cm. Los valores de ²¹⁰Pb_{total} presentaron máximos de 95.4 ± 6.0 Bq kg⁻¹ a los 3-4 cm para el núcleo PMT1.2, y en la profundidad 5-6 cm para los núcleos PMT2.1 y PMT2.2., con 101.8 ± 6.4 Bq kg⁻¹ y 97.9 ± 6.2 Bq kg⁻¹ respectivamente (Figura 2).

Las actividades de ^{137}Cs estuvieron generalmente por debajo de la actividad mínima detectable (MDA), excepto en algunas secciones de PMT1.2 y PMT2.2 (Figura 3), aunque estos escasos valores no son útiles para corroborar el fechado con ^{210}Pb .

9.2. Fechado con ^{210}Pb y tasas de acumulación

Los 4 núcleos se fecharon con el modelo Plum. Ninguno de los 4 núcleos presentó un inventario completo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ a lo largo del registro, por lo que no fue posible fecharlos con el modelo CF; por lo tanto, se fecharon con el modelo CFCS excepto el núcleo PMT1.1, porque no presentó una correlación significativa entre la profundidad másica (m_i) y el logaritmo natural de la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ ($\ln(C_i)$). De acuerdo al fechado con Plum, el núcleo PMT1.1 contiene sedimentos acumulados durante los últimos 15 años (Tabla 3), pero como no se pudo comparar con ningún otro modelo independiente, este fechado se descartó. Las edades de los núcleos PMT1.2 (38 ± 2 años en 42 cm), PMT2.1 (25 ± 2 años en 39 cm) y PMT2.2 (60 ± 2 años en 44 cm), obtenidas con los modelos CFCS y Plum, fueron compatibles (Tabla 3). Las medianas de TAS de los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2 oscilaron entre 0.9 y 1.0 cm año^{-1} , y los de TAM entre 0.7 y 0.9 $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Tabla 3). La mediana de la TAM del núcleo PMT2.2 fue significativamente mayor ($p < 0.05$) que el resto de los núcleos, cuyos valores fueron comparables ($p > 0.05$) (Tabla 4).

9.3. Tamaño de grano

La mediana de los valores del porcentaje de arcilla del núcleo PMT1.1 fue significativamente ($p < 0.05$) menor que la de PMT2.2, la cual también fue significativamente ($p < 0.05$) menor que las medianas de PMT1.2 y PMT2.1. Las medianas del porcentaje de limo de los núcleos PMT1.2 y PMT2.2, que fueron comparables, presentaron valores significativamente ($p < 0.05$) menores que los del núcleo PMT2.1, pero fueron significativamente ($p < 0.05$) mayores que los del núcleo PMT1.1. El porcentaje de arena en los 4 núcleos mostró un comportamiento opuesto a la distribución de arcilla y limo; la mediana de los valores del núcleo PMT2.1 fue significativamente ($p < 0.05$) menor que las de los núcleos PMT2.2 y PMT1.1, y comparable con la del núcleo PMT1.2, la cual, a su vez fue comparable con la del PMT2.2 (Figura 8; Tabla 4).

9.4. Características geoquímicas de los sedimentos

9.4.1. Susceptibilidad magnética

Los valores de SM fueron negativos en la mayoría de las secciones analizadas y solo se registraron valores positivos en algunas secciones de los 4 núcleos estudiados (Figura 2), por lo cual este análisis no fue de utilidad para evaluar cambios en la procedencia del sedimento.

9.4.2. Concentraciones de indicadores de terrígenos y de presencia de sargazo

Las medianas de los valores de la concentración de Ti en los núcleos PMT1.1, PMT1.2 y PMT2.2 fueron comparables, mientras que la del núcleo PMT2.1 fue significativamente mayor ($p < 0.05$) que los demás. La concentración de Rb fue detectable solo en 3 de los 4 núcleos; la mediana de los valores del núcleo PMT1.1 fue significativamente ($p < 0.05$) menor que las de los núcleos PMT1.2 y PMT2.2, ambas comparables. La concentración de As fue detectable solo en los núcleos PMT1.1, PMT1.2 y PMT2.2 (entre 0.5 y 1.8 $\mu\text{g g}^{-1}$), y las medianas de sus valores fueron comparables (Figura 8; Tabla 4).

9.5. C_{org} , C_{inorg} , N_{org} y C/N.

La concentración de C_{org} de los 4 núcleos varió entre 0.2 y 1.1 %. Las medianas de la concentración de C_{org} en PMT1.2 y PMT2.2 fueron comparables, mientras que la de PMT1.1 fue significativamente menor ($p < 0.05$) y la de PMT2.1 fue significativamente mayor que el resto ($p < 0.05$).

La concentración de C_{inorg} de los 4 núcleos varió entre 11.8 y 12.5 %. La mediana de los valores de la concentración de C_{inorg} del PMT1.2 fue significativamente mayor al resto ($p < 0.05$). La mediana de los valores de la concentración de C_{inorg} en PMT2.1 fue comparable con las de los núcleos PMT2.1 y PMT2.2 ($p > 0.05$), aunque estas dos últimas no fueron comparables entre sí ($p < 0.05$).

La concentración de N_{org} de los 4 núcleos varió entre 0.0 y 0.1 %. La mediana de los valores de la concentración de N_{org} del PMT2.1 fue significativamente mayor que las del resto de los núcleos ($p < 0.05$); las medianas de PMT1.2 y PMT2.2 fueron comparables; y la de PMT1.1 fue significativamente menor que el resto ($p < 0.05$).

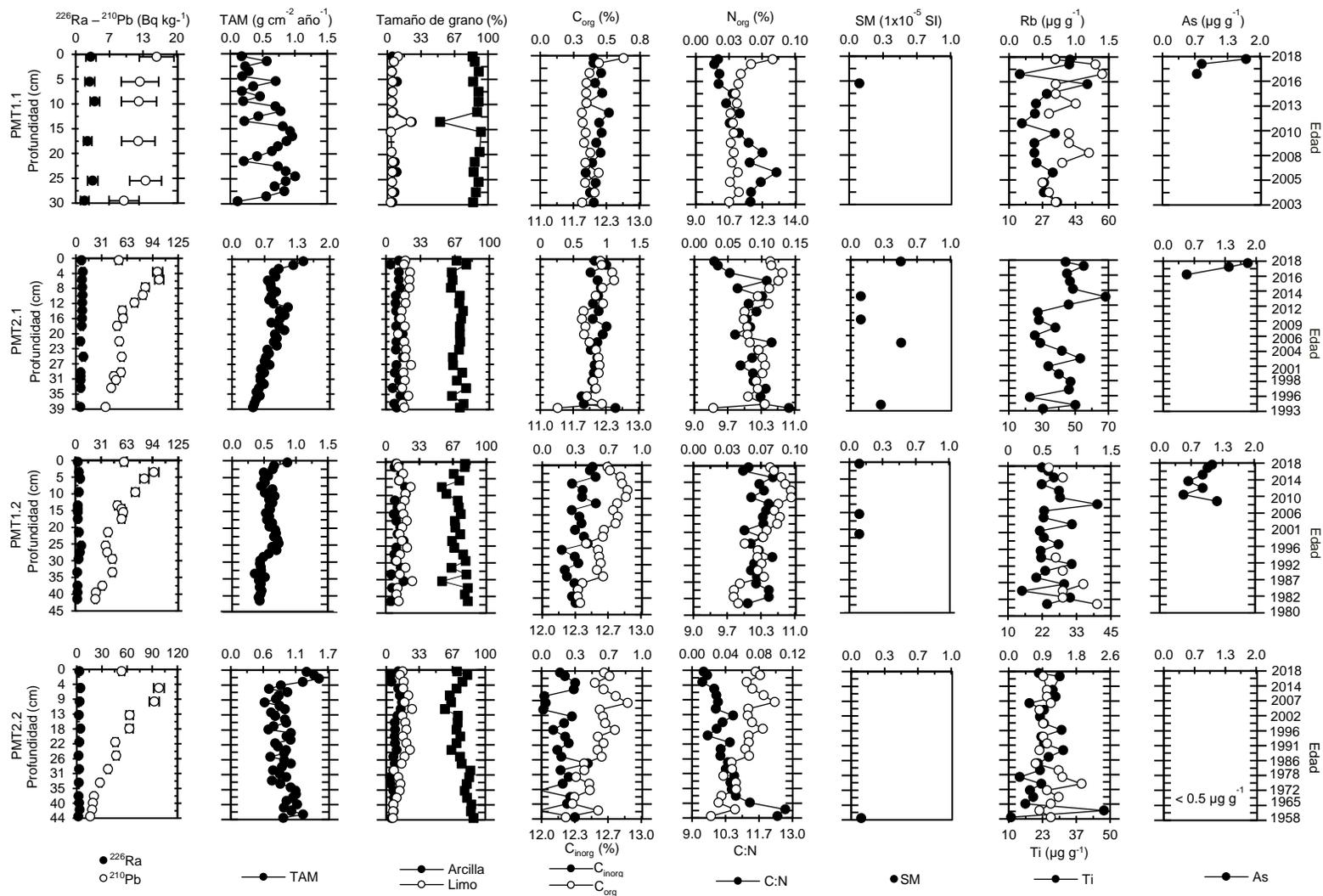


Figura 2. Actividades de ^{210}Pb y ^{226}Ra , tasas de acumulación másica (TAM), porcentajes de arena, limo y arcilla, concentraciones de carbono orgánico (C_{org}), carbono inorgánico (C_{inorg}), nitrógeno orgánico (N_{org}), valores de C/N, susceptibilidad magnética (SM), y concentraciones de titanio (Ti), rubidio (Rb) y arsénico (As), de los núcleos PMT1.1, PMT2.1 (mismo transecto), PMT1.2 y PMT2.2 (mismo transecto) recolectados en el litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM, respecto a la edad y profundidad (cm).

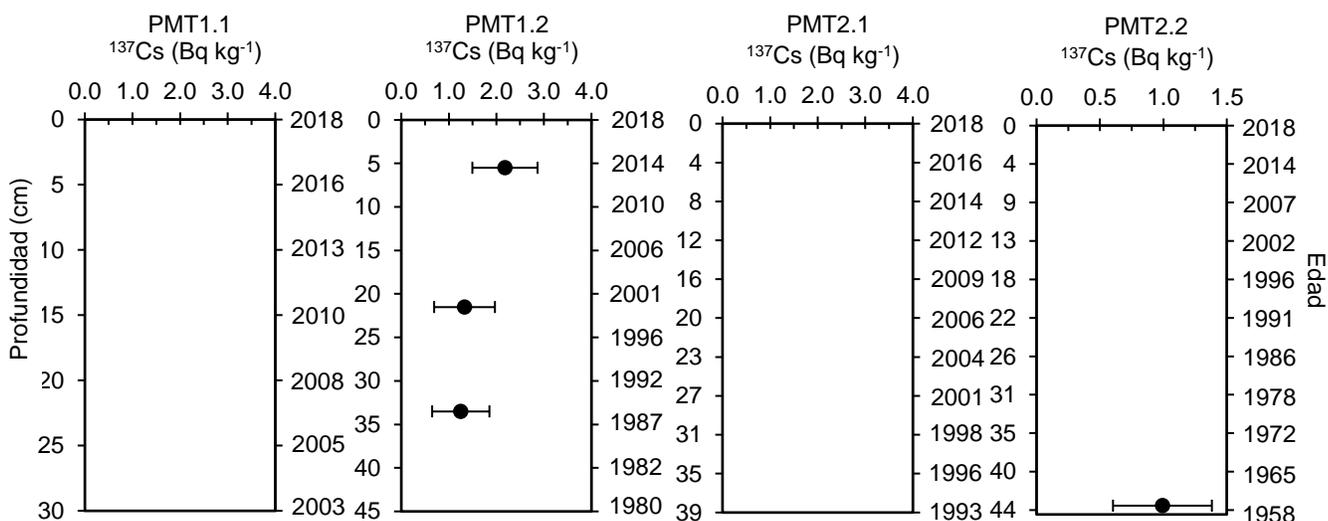


Figura 3. Actividad de ^{137}Cs respecto a la profundidad (cm) en núcleos sedimentarios del litoral de la laguna Arrecifal (PNAPM), Quintana Roo.

Tabla 3. Resultados del fechado de los núcleos sedimentarios PMT1.1, PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2, obtenidos del litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM en Quintana Roo. Los fechados se realizaron mediante el modelo CFCS y se corroboraron con Plum.

Núcleo	Años y periodo del registro	Profundidad de fechado (cm)	TAS (cm año^{-1})*	TAM ($\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$)*
PMT1.1	15 (2003 - 2018)	30	1.1 ± 0.5^b	0.6 ± 0.3^b
PMT1.2	38 (1980 - 2018)	42	1.1 ± 0.1^a	0.9 ± 0.1^a
			0.9 ± 0.2^b	0.7 ± 0.1^b
PMT2.1	25 (1993 - 2018)	39	1.5 ± 0.1^a	1.5 ± 0.1^a
			0.8 ± 0.1^b	0.8 ± 0.1^b
PMT2.2	60 (1958 - 2018)	44	0.7 ± 0.0^a	0.7 ± 0.0^a
			1.0 ± 0.3^b	0.9 ± 0.3^b

*TAS = tasa de acumulación sedimentaria; TAM = tasa de acumulación másica; se presentan valores promedio \pm incertidumbres derivadas del modelo CFCS^(a) y el promedio del perfil derivado del modelo Plum \pm incertidumbres ^(b).

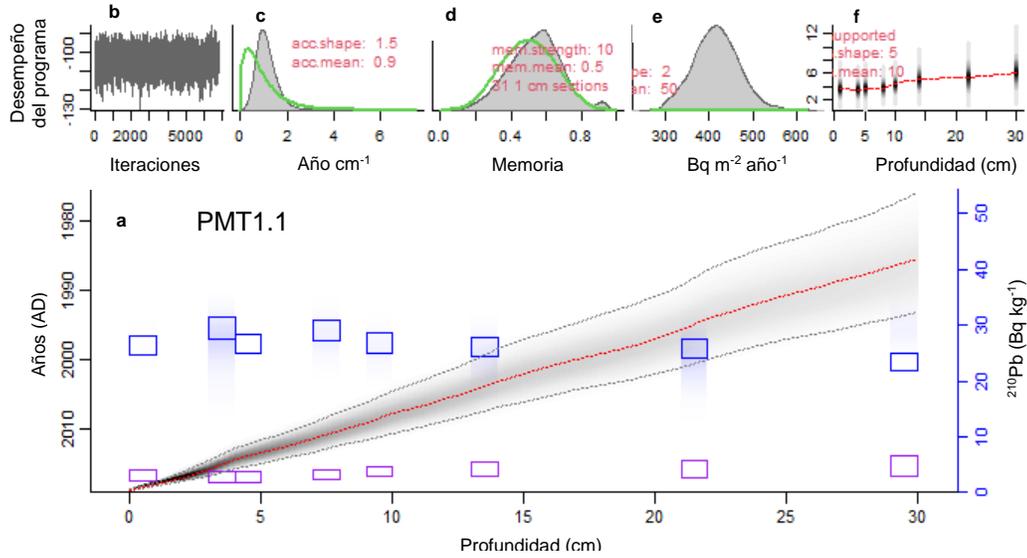


Figura 4. (a) Modelo de edad-profundidad obtenido con Plum para el núcleo PMT1.1, recolectado en el litoral de la laguna Arrecifal (PNAPM), Quintana Roo. (b) número de iteraciones Markov Chain Monte Carlo (MCMC); (c) tasa de acumulación (año cm^{-1}); (d) memoria del programa; (e) ^{210}Pb en exceso ($^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$); (f) ^{210}Pb soportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$).

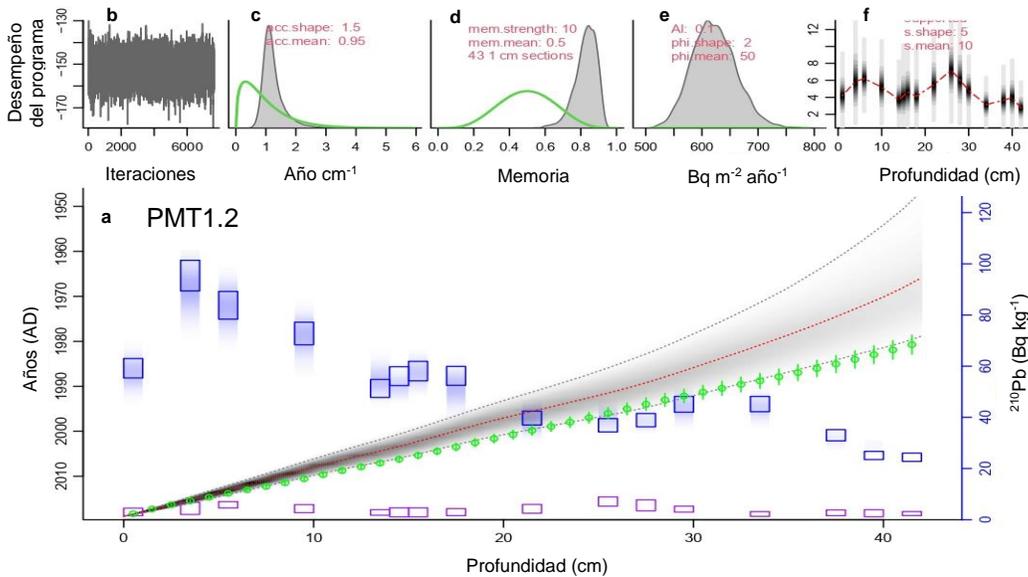


Figura 5. (a) Modelos de edad-profundidad obtenidos con el modelo de fechado CFCS (línea verde) y el modelo Plum (gráfico de sombras) para el núcleo PMT1.2, recolectado en el litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM, Quintana Roo. (b) número de iteraciones Markov Chain Monte Carlo (MCMC); (c) tasa de acumulación (año cm^{-1}); (d) memoria del programa; (e) ^{210}Pb en exceso ($^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$); (f) ^{210}Pb soportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$).

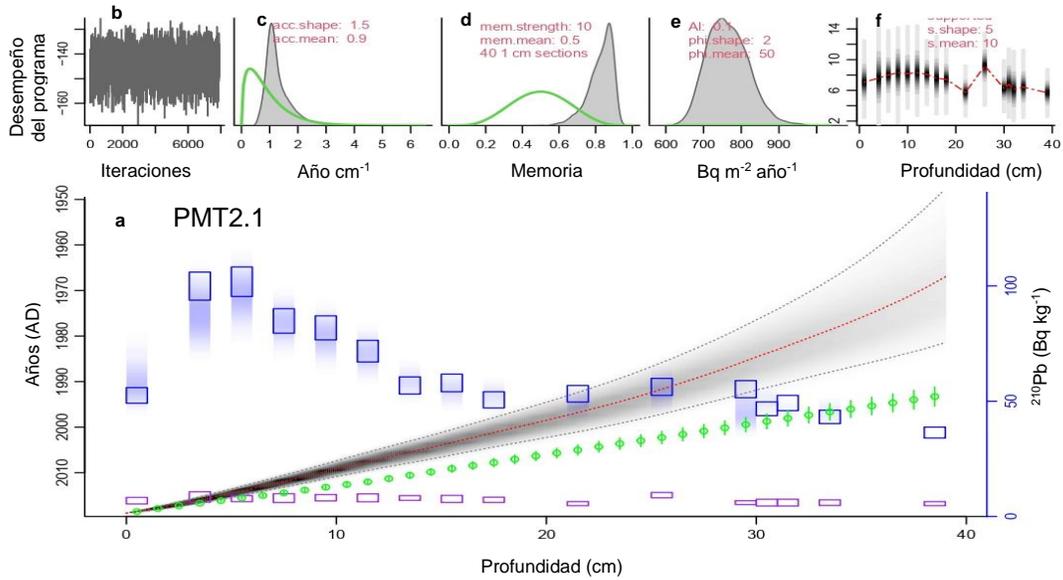


Figura 6. (a) Modelos de edad-profundidad obtenidos con el modelo de fechado CFCS (línea verde) y el modelo Plum (gráfico de sombras) para el núcleo PMT2.1, recolectado en el litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM, Quintana Roo. (b) número de iteraciones Markov Chain Monte Carlo (MCMC); (c) tasa de acumulación (año cm $^{-1}$); (d) memoria del programa; (e) ^{210}Pb en exceso ($^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$); (f) ^{210}Pb soportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$).

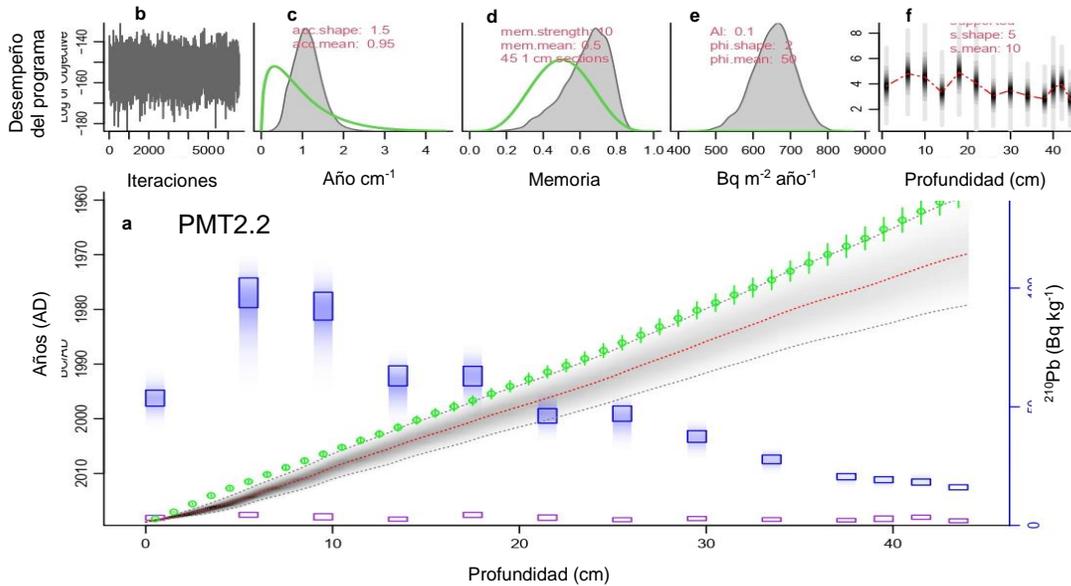


Figura 7. (a) Modelos de edad-profundidad obtenidos con el modelo de fechado CFCS (línea verde) y el modelo Plum (gráfico de sombras) para el núcleo PMT2.2, recolectado en el litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM, Quintana Roo. (b) número de iteraciones Markov Chain Monte Carlo (MCMC); (c) tasa de acumulación (año cm $^{-1}$); (d) memoria del programa; (e) ^{210}Pb en exceso ($^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$); (f) ^{210}Pb soportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$).

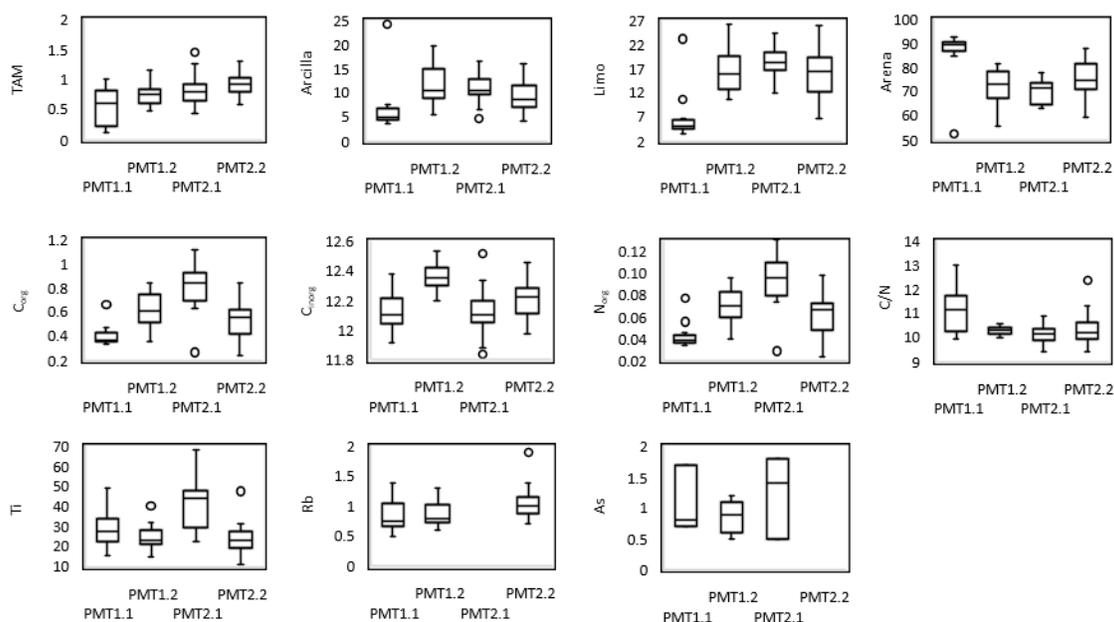


Figura 8. Diagramas de caja de las variables ambientales estudiadas en los núcleos PMT1.1, PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2, recolectados en el litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM en Quintana, Roo.

Los valores de la proporción C/N de los 4 núcleos variaron entre 9.4 y 13.0. Los valores de C/N de los núcleos PMT1.1, PMT2.1 y PMT2.2 decrecieron hacia el presente; el núcleo PMT1.2 no mostró alguna tendencia. La mediana de los valores de C/N del núcleo PMT1.1 fue significativamente mayor ($p < 0.05$) que las de los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2, las cuales fueron comparables.

9.5.1. Tasas de enterramiento de C_{org}

En PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2, los intervalos de las tasas de enterramiento de C_{org} oscilaron entre 11.4 y 133.0 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$, y mostraron un incremento hacia el presente. Las tasas de enterramiento del núcleo PMT1.2 oscilaron entre 20.3 (40-41 cm; 1981 ± 2 años) y 75.0 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$ (0-1 cm; 2018); el núcleo PMT2.1 registró valores entre 11.4 (38-39 años; 1993 ± 2 años) y 133.0 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$ (0-1 cm; 2018); y el núcleo PMT2.2 entre 21.7 (43-44 cm; 1958 ± 2 años) y 96.5 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$ (1-2 cm; 2017 ± 1 año) (Figura 10).

9.5.2. Inventarios de C_{org}

Los inventarios totales de C_{org} se midieron hasta 30 cm de profundidad y fueron comparables entre los núcleos ($15.9 \pm 3.1\ Mg\ ha^{-1}$ en PMT1.1, $17.3 \pm 3.2\ Mg\ ha^{-1}$ en PMT1.2, $24.8 \pm 4.6\ Mg\ ha^{-1}$ en PMT2.1 y $16.3 \pm 3.0\ Mg\ ha^{-1}$ en PMT2.2; Figura 11).

Tabla 4. Resultado del análisis de varianza (ANOVA) de Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney de los valores de las variables ambientales de los núcleos PMT1.1, PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2.

Variable	Núcleo	Número de muestras	Mediana	Intervalos
TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	PMT1.2	42	0.7 ^a	0.5-1.2
	PMT2.1	39	0.8 ^a	0.4-1.5
	PMT2.2	42	0.9	0.6-1.5
Arcilla (%)	PMT1.1	12	4.9	3.5-24.3
	PMT1.2	22	10.6 ^a	5.6-19.9
	PMT2.1	21	10.5 ^a	4.7-16.7
	PMT2.2	23	8.5	4.1-16.0
Limo (%)	PMT1.1	12	5.1	3.3-23.2
	PMT1.2	22	15.8 ^a	10.7-26.3
	PMT2.1	21	18.4	12.0-24.5
	PMT2.2	23	16.5 ^a	6.7-26.0
Arena (%)	PMT1.1	12	87.9	52.5-93.0
	PMT1.2	22	72.9 ^{a,b}	55.8-81.5
	PMT2.1	21	71.4 ^a	63.0-77.7
	PMT2.2	23	74.5 ^b	59.2-88.1
C _{org} (%)	PMT1.1	16	0.4	0.3-0.9
	PMT1.2	22	0.6 ^a	0.3-0.8
	PMT2.1	21	0.8	0.2-1.1
	PMT2.2	23	0.6 ^a	0.2-0.8
C _{inorg} (%)	PMT1.1	16	12.1 ^a	11.9-12.4
	PMT1.2	22	12.4	12.2-12.5
	PMT2.1	21	12.1 ^{a,b}	11.8-12.5
	PMT2.2	23	12.2 ^b	12.0-12.5
N _{org} (%)	PMT1.1	16	0.04	0.03-0.08
	PMT1.2	22	0.07 ^a	0.04-0.09
	PMT2.1	21	0.09	0.03-0.13
	PMT2.2	23	0.07 ^a	0.02-0.10
C/N	PMT1.1	16	11.2	9.9-13.0
	PMT1.2	22	10.3 ^a	10.0-10.5
	PMT2.1	21	10.2 ^a	9.4-10.9
	PMT2.2	23	10.2 ^a	9.4-12.7
Ti (µg g ⁻¹)	PMT1.1	16	27.5 ^a	15.3-49.2
	PMT1.2	22	23.1 ^a	14.8-40.5
	PMT2.1	21	44.2	22.7-68.3
	PMT2.2	22	22.9 ^a	10.9-47.6

Variable	Núcleo	Número de muestras	Mediana	Intervalos
Rb ($\mu\text{g g}^{-1}$)	PMT1.1	14	0.7 ^a	0.5-1.4
	PMT1.2	8	0.8 ^{a,b}	0.6-1.3
	PMT2.2	18	1.0 ^b	0.7-1.9
As ($\mu\text{g g}^{-1}$)	PMT1.1	3	0.8 ^a	0.7-1.7
	PMT1.2	7	0.9 ^a	0.6-1.3
	PMT2.1	3	1.4 ^a	0.7-1.9
Tasas de enterramiento de C_{org} ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	PMT1.2	23	47.9 ^a	20.3-75.0
	PMT2.1	21	63.8	11.4-132.9
	PMT2.2	23	47.3 ^a	21.7-96.4

De acuerdo con la prueba de U de Mann-Whitney, los núcleos señalados con letras iguales (a, b, c) presentaron medianas comparables ($p > 0.05$).

Los inventarios de C_{org} del segmento de 0-10 cm variaron entre 4.9 y 8.8 Mg ha^{-1} ; los del segmento de 10-20 cm entre 5.0 y 7.3 Mg ha^{-1} ; y los del segmento de 20-30 cm entre 4.9 y 8.7 Mg ha^{-1} (Figura 12); y los valores de los inventarios en cada segmento fueron comparables ($p > 0.05$) en cada uno de los núcleos.

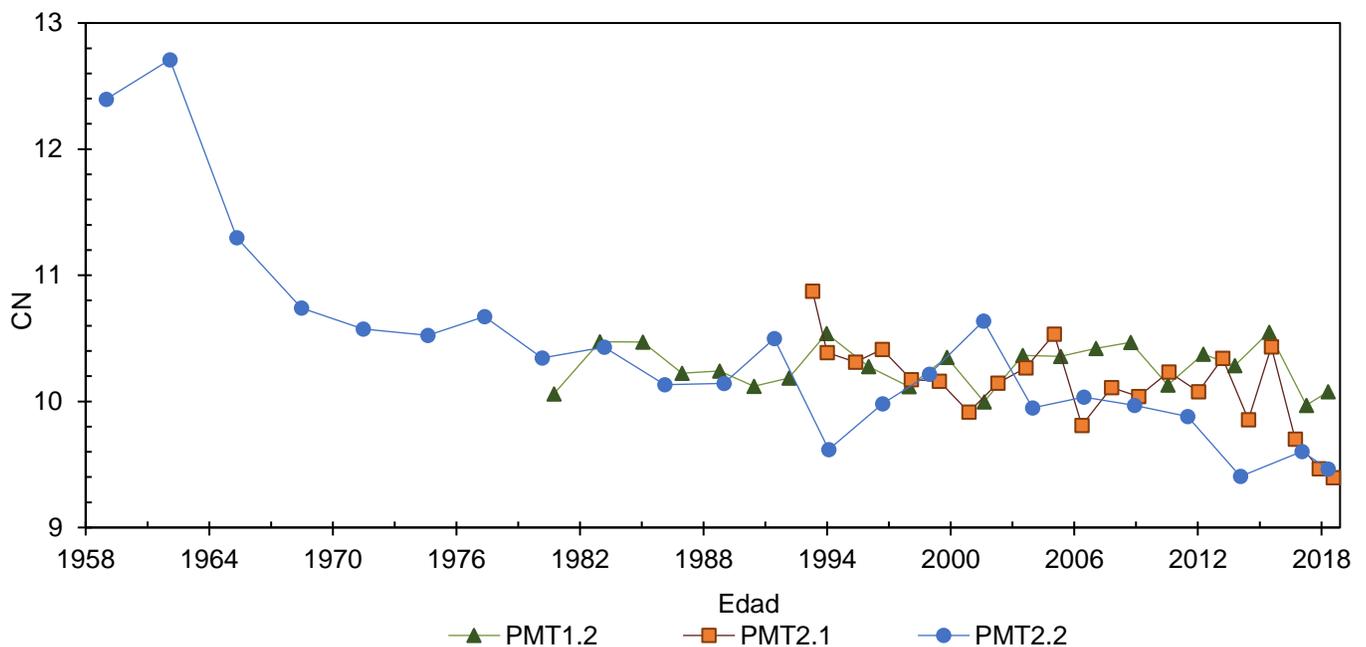


Figura 9. Comparación entre la proporción C/N de los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2, fechados con el modelo CFCS.

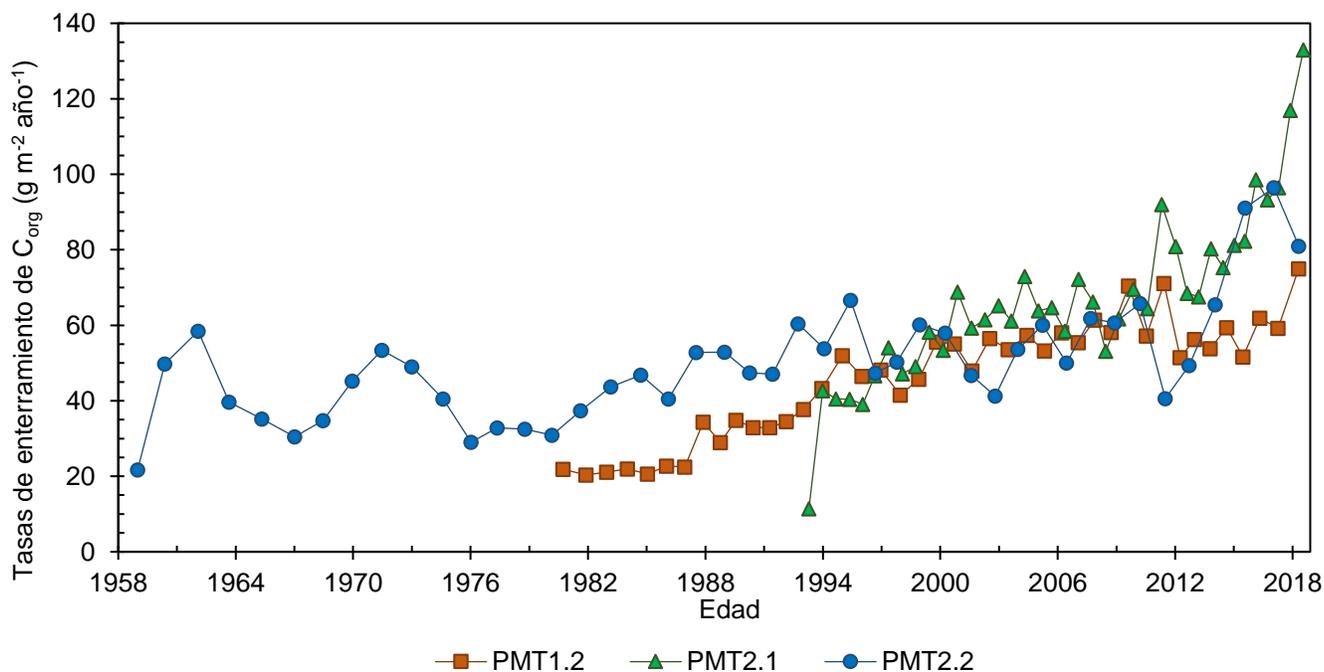


Figura 10. Comparación entre las tasas de enterramiento de C_{org} de los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2, fechados con el modelo CFCS.

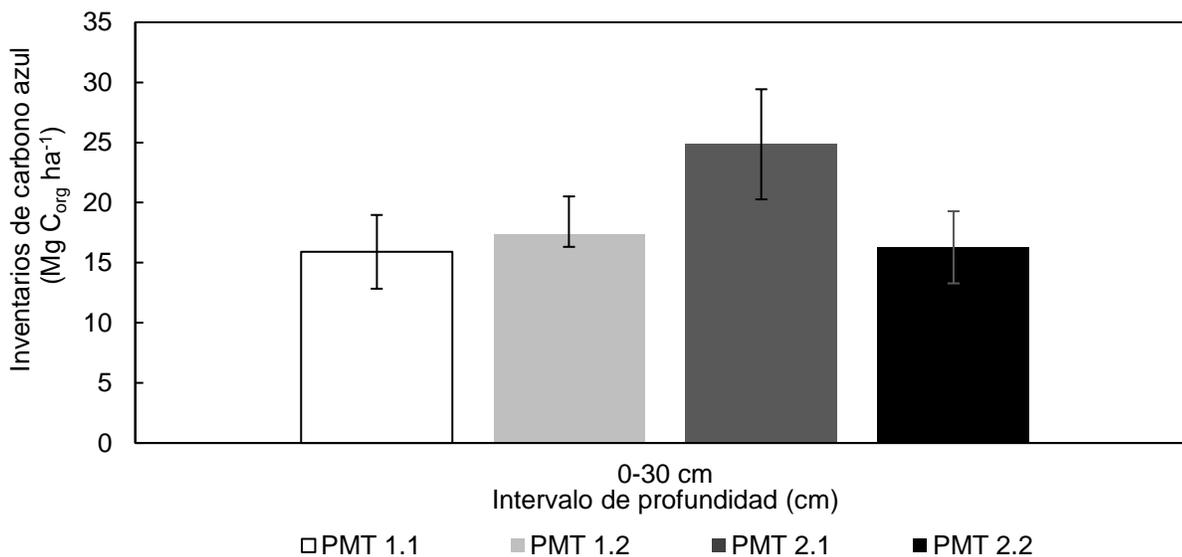


Figura 11. Inventarios de C_{org} a 30 cm de profundidad en los núcleos PMT1.1, PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2.

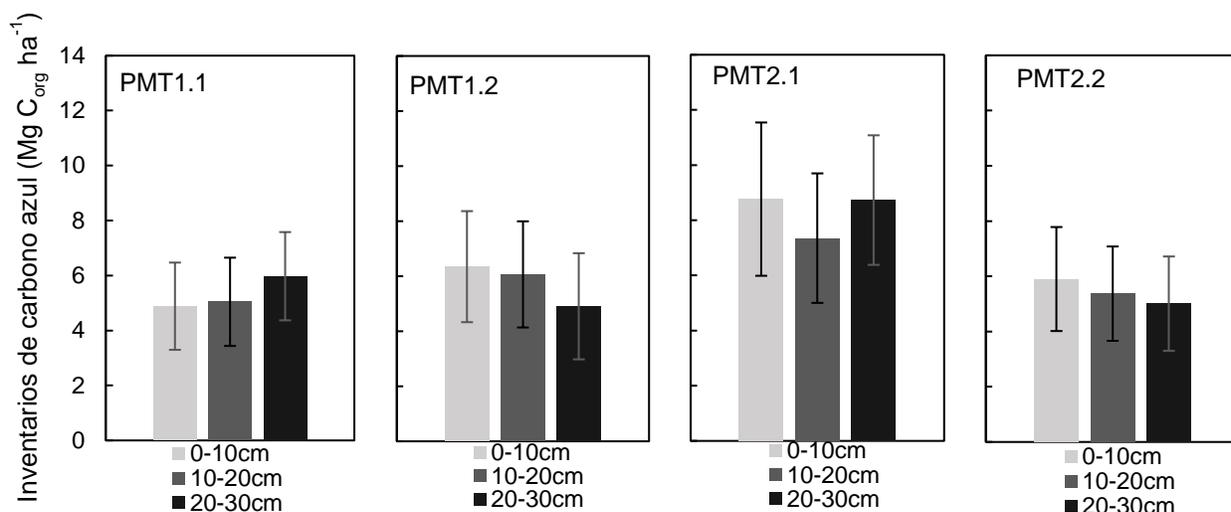


Figura 12. Inventarios de C_{org} cada 10 cm de profundidad en los núcleos PMT 1.1, PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2.

9.6. Origen de las concentraciones de As

Solo dos factores presentaron valores propios >1 y, en conjunto, explicaron el 82 % de la variabilidad de la base de datos (núcleos PMT1.2 y PMT2.1; Tabla 5). El Factor 1, identificado como “tamaño de grano” (47 % de varianza explicada) incluyó al porcentaje de limo y a la concentración de C_{org} con cargas positivas, y al porcentaje de arena y a la concentración de C_{inorg} con cargas negativas. El Factor 2, identificado como “aporte terrígeno” (35 % de varianza explicada) incluyó a las concentraciones de Ti y As con cargas negativas y al porcentaje de arcilla con cargas positivas.

Tabla 5. Resultados del análisis de factores de variables ambientales en los núcleos PMT1.2 y PMT2.1, recolectados en el litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM en Quintana, Roo.

Variable	Factor 1* (tamaño de grano)	Factor 2* (aporte terrígeno)
Limo	0.92	0.04
C _{org}	0.88	-0.40
Arena	-0.82	-0.50
C _{inorg}	-0.69	0.44
Ti	0.44	-0.85
Arcilla	0.50	0.80
As	-0.25	-0.68
Valor propio	3.30	2.44

Variable	Factor 1* (tamaño de grano)	Factor 2* (aporte terrígeno)
Varianza explicada	47%	35%
Varianza acumulada	82%	

*Variables significativas (>|0.65|) en negritas.

Las secciones de ambos núcleos se distribuyeron a lo largo de todo el eje del Factor 1, es decir, en términos de distribución de tamaño de grano, son indistinguibles. En contraste, se observó una clara separación entre las secciones de los núcleos respecto al Factor 2, con la mayoría de las secciones del núcleo PMT1.2 en la región positiva y las del núcleo PMT2.1 en la región negativa (Figura 13).

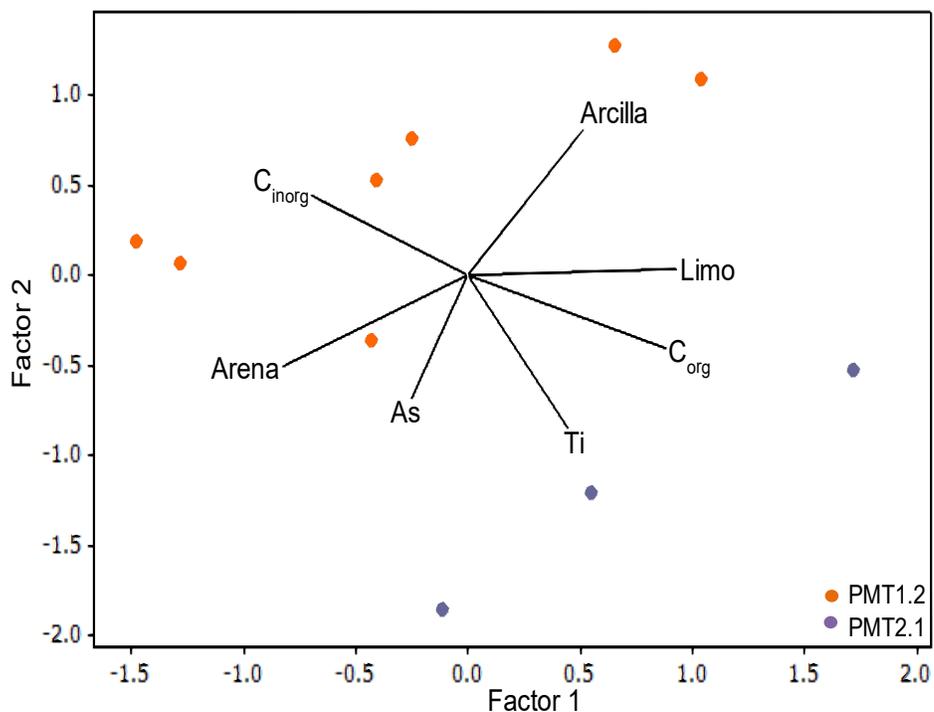


Figura 13. Gráfica de doble proyección del análisis de factores de variables ambientales de los núcleos PMT1.2 y PMT2.1, recolectados en el litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM en Quintana, Roo.

10. Discusión

10.1. Fechado de sedimentos con ^{210}Pb

Ninguno de los perfiles de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ de los 4 núcleos utilizados en este estudio llegó a la profundidad de equilibrio (Figura 2). Los valores de ^{226}Ra de los registros estudiados fueron bajos ($1.8 \pm 0.8 - 9.3 \pm 1.1 \text{ Bq kg}^{-1}$) en comparación con los de otros sitios del Caribe, como la bahía de Cartagena, Colombia

($14.5 \pm 4.3 - 28.1 \pm 4.3 \text{ Bq kg}^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2020_b), la bahía de La Habana, Cuba ($5.1 \pm 2.4 - 14.1 \pm 2.4 \text{ Bq kg}^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2020_b), el puerto de Kingston, Jamaica ($8.0 \pm 1.5 - 15.0 \pm 1.5 \text{ Bq kg}^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2020_b) y la cuenca de Cariaco, Venezuela ($23.9 \pm 5.3 - 50.6 \pm 5.3$; Ruiz-Fernández et al., 2020_b).

Los bajos valores de ^{226}Ra pueden ocurrir por diferentes factores como: (1) la adsorción ineficiente de ^{226}Ra en sedimentos con arenas abundantes, porque las arenas tienen una menor superficie de contacto que los limos o las arcillas (Webster et al., 1995); (2) la ausencia de ríos en la zona de estudio, ya que ^{226}Ra puede asociarse a la contribución fluvial (Ruiz-Fernández et al., 2020_b) y en el área de estudio no hay ríos; (3) diferencias en la composición mineralógica, pues los núcleos se recolectaron en áreas donde abundan sedimentos carbonatados, que se caracterizan por tener bajos niveles de ^{238}U (Jędrzejek et al., 2022). Dado que ^{238}U es el isótopo padre de la serie radiactiva que origina a ^{226}Ra , la baja actividad de ^{238}U en las rocas carbonatadas (12.35 Bq kg^{-1} ; IAEA, 1989) se relaciona con la baja actividad de ^{226}Ra (Ruiz-Fernández et al., 2020_b).

Las actividades de ^{137}Cs no fueron útiles para corroborar los modelos de edad de los núcleos estudiados, porque no se contó con perfiles que mostraran un máximo de ^{137}Cs atribuible a la precipitación atmosférica ocurrida entre 1962 y 1964 (Figura 3). Entre los factores que pueden explicar que las actividades de ^{137}Cs no fueran detectables se encuentran: el bajo flujo de ^{137}Cs en las regiones de bajas latitudes (Aoyama et al., 2006); la alta solubilidad de ^{137}Cs en agua de mar, lo que retrasa su incorporación al sedimento (Evans et al., 1983); la baja eficiencia de adsorción de ^{137}Cs en sedimentos gruesos (Hashim et al., 2011), los cuales fueron dominantes en los 4 núcleos de este trabajo; y la pérdida de alrededor del 70 % de ^{137}Cs depositado durante las pruebas nucleares, debido a la desintegración radiactiva (Cuellar-Martinez et al., 2020). Debido a las dificultades de corroborar las cronologías de ^{210}Pb con los perfiles estratigráficos de ^{137}Cs , algunos estudios consideran que ^{137}Cs se ha vuelto un marcador obsoleto (Drexler y Nitrouer, 2008; Hunter et al., 2022; Schirone et al., 2022). En este trabajo, las edades medias e incertidumbres obtenidas con el modelo CFCS se corroboraron con el modelo Plum, pues comparar modelos de edad independientes prueba su consistencia (Tylmann et al., 2013; von Gunten et al., 2009).

Las medias e incertidumbres de las edades obtenidas con los modelos CFCS y Plum para los núcleos PMT1.2 y PMT2.2 fueron consistentes. Sin embargo, las edades obtenidas con los modelos CFCS y Plum no coincidieron para el núcleo PMT2.1, posiblemente porque Plum ofrece cronologías robustas y flexibles

con los perfiles incompletos de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ que cuentan con información “a priori” certera sobre la TAS y los flujos de ^{210}Pb en el registro (Aquino-López et al., 2018), pero si Plum no tiene dichos datos su eficiencia para estimar las cronologías es menor. En el núcleo PMT2.1 se registró una TAS promedio diferente a las de los núcleos PMT1.2 y PMT2.2, y al usar la misma información de TAS “a priori” que, en el resto de los núcleos, la cronología obtenida por Plum no fue comparable con la del modelo CFCS. El núcleo PMT2.1 es un ejemplo que muestra los límites de Plum, porque en este caso el modelo no funcionó de forma adecuada por falta de información “a priori”.

10.2. Tasa de acumulación másica

Las medianas de TAM de los núcleos PMT1.2 y PMT2.1 fueron comparables ($p > 0.05$), pero menores a la del núcleo PMT2.2. Generalmente, las tendencias crecientes de TAM en los registros sedimentarios de cuerpos acuáticos antropizados indican un mayor aporte de sedimentos, asociado a una mayor erosión continental como consecuencia del aumento de la urbanización con el tiempo (Ruiz-Fernández et al., 2015). Dado el crecimiento de la población en la Riviera Maya desde 1970, incluyendo a Puerto Morelos (Figura 14), cuyo número de habitantes aumentó entre 1980 (672 habitantes) y 2020 (26,921 habitantes; INEGI, 2022), en este trabajo se hipotetizó que los valores de TAM incrementarían desde 1970 hacia el presente. No obstante, no se observó claramente la relación entre la TAM y el crecimiento demográfico (Figura 15), en virtud de que dos de los registros fueron muy cortos (desde 1980 ± 2 en PMT1.2 y 1993 ± 2 en PMT 2.1) y de que en el tercero (1958 ± 2 en PMT 2.2) los valores de TAM (dentro de las incertidumbres) fueron casi constantes hasta 2015.

Los máximos de TAM se registraron durante 2015 (núcleo PMT2.2) y 2018 (núcleos PMT1.2 y PMT2.1), años en los que en las costas del Caribe mexicano han ocurrido afluencias masivas de sargazo. El aumento en el aporte sedimentario durante 2015 y 2018 en la costa de la laguna Arrecifal del PNAPM podría explicarse por el incremento de la erosión en los alrededores debido a: (1) la socavación causada por las olas incidentes que chocan con las masas de sargazo acumuladas en la playa; (2) la remoción de arena en las playas cercanas a los sitios donde se extrajeron los núcleos (hoteles Now Jade, Uribe-Martínez et al., 2022; y Dreams Riviera Cancún, Rodríguez-Martínez y van Tussenbroek, 2016), debido a las ineficientes actividades de limpieza del sargazo; (3) la pérdida de pastizales marinos frente a los sitios donde se extrajeron los núcleos estudiados como consecuencia de las mareas marrones de sargazo (van Tussenbroek et al. 2017). En las playas del Caribe, donde disminuyó la extensión de *T. testudinum* por las arribazones de sargazo del

2015, se registró una intensa erosión, de hasta 0.4 m entre 2007 y 2017 (James et al., 2019), ya que la pérdida de pastizales marinos desestabiliza a los sedimentos (Potouroglou et al., 2017).

El intervalo de TAM observado en este trabajo (0.7 y $1.5 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) fue más amplio que el de la zona interna de la laguna Arrecifal (0.11 - $0.76 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; López-Mendoza et al., 2020); sin embargo, los valores más elevados de este estudio se registraron dentro de los últimos 8 años, cuando ya habían iniciado las afluencias masivas de sargazo.

10.3. Tasas de enterramiento de C_{org}

Los intervalos de las tasas de enterramiento de C_{org} de este estudio (Tabla 6) fueron más amplios que los reportados para zonas de pastizales marinos al interior de la laguna Arrecifal del PNAPM (López-Mendoza et al., 2020), la laguna de Términos (Ruiz-Fernández et al., 2020), la bahía Cockburn Sound en Australia (Serrano et al., 2014) y la bahía Clayoquot Sound en Canadá (Postlethwaite et al., 2018); fueron comparables con los obtenidos en la región del Caribe mexicano (López-Mendoza et al., 2020), la bahía de San Quintín (Cuellar-Martínez et al., 2019), las islas Baleares en España (Serrano et al., 2014), la bahía Moretón en Australia (Samper-Villarreal et al., 2018) y con los intervalos globales reportados por Mcleod et al. (2011); aunque fueron más estrechos que los intervalos globales reportados por Duarte et al. (2013). Los promedios de las tasas de enterramiento de C_{org} de este estudio fueron mayores que los anteriormente registrados en la laguna Arrecifal; comparables con los promedios reportados para la laguna Celestún (Gonnea et al., 2004) y el mar Mediterráneo (Mateo et al., 1997); pero menores al reportado para el Caribe colombiano (Serrano et al., 2021).

Las relativamente altas tasas de enterramiento de C_{org} en la zona litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM podrían explicarse por la combinación de diversos factores, entre ellos: (1) la dominancia de *T. testudinum* y *S. filiforme*, cuya biomasa promedio (aérea y subterránea) es relativamente alta en comparación con otras especies de pastos marinos del mundo (Tabla 6), ya que una mayor biomasa representa mayor disponibilidad de C_{org} autóctono y favorece la captura de sedimentos finos ricos en C_{org} alóctono (Armitage y Fourqurean, 2016; Kindeberg et al., 2018); (2) los elevados valores de TAM de los registros sedimentarios, los cuales explicaron entre el 34 % y 76 % de la variabilidad de las tasas de enterramiento de C_{org} ($r^2 = 0.53$ en PMT1.2; $r^2 = 0.76$ en PMT2.1; y $r^2 = 0.34$ en PMT2.2) (Figura 16); (3) el transporte de detritos de otras partes de la laguna Arrecifal hacia la costa de la laguna (van Tussenbroek, 1995). Los máximos de las tasas de

enterramiento de C_{org} en el núcleo PMT2.2 en 2015 y en los núcleos PMT1.2 y PMT2.1 en 2018 coincidieron con los máximos de la TAM, que podrían atribuirse a las mareas marrones de sargazo en Puerto Morelos; por lo que, posiblemente las afluencias masivas de sargazo en la costa podrían haber acelerado la velocidad de enterramiento del C_{org} a partir del 2015.

10.4. Inventarios de C_{org}

La evaluación de los inventarios de C_{org} en sedimentos de pastizales marinos en el litoral de la laguna Arrecifal del PNAPM se realizó en función de la profundidad. Los inventarios totales de C_{org} a 30 cm de profundidad de la mayoría de los núcleos PMT (Figura 11) fueron similares (Tabla 7). Los promedios de los inventarios de C_{org} a una profundidad de 30 cm, en sedimentos de pastizales marinos de la costa de la laguna Arrecifal del PNAPM, fueron comparables con los reportados para las praderas de pastos marinos de la parte interna de la laguna Arrecifal (López-Mendoza et al., 2020), las bahías, islas y puertos de Nueva Inglaterra en EUA (Novak et al., 2020) y la bahía de Plymouth en Gran Bretaña (Green et al., 2018); pero menores a los obtenidos en la bahía Studland (Green et al., 2018), el estrecho de Solent (Lima et al., 2020) y las islas Drake (Green et al., 2018) en Gran Bretaña. Respecto a los intervalos de los inventarios de C_{org} a 30 cm de profundidad, los resultados de este trabajo fueron comparables a los obtenidos por López-Mendoza et al. (2020) para el interior de la laguna Arrecifal y la región del Caribe mexicano, y a los reportados para la bahía de Clayoquot Sound en Canadá (Postlethwaite et al., 2018); pero más estrechos que los reportados para la isla Gran Canaria en España (Novak et al., 2020; Tabla 7).

No se cumplió la hipótesis de que las tasas de enterramiento de C_{org} aumentarían con el cambio de uso de suelo y que los inventarios de C_{org} disminuirían hacia el presente por dilución. Esto se debe a que no fue posible evidenciar la influencia del cambio de uso de suelo sobre la TAM, ya que los registros sedimentarios fueron muy cortos (desde 1958 ± 2 en PMT 2.2, 1980 ± 2 en PMT1.2 y 1993 ± 2 en PMT 2.1). Si bien se observaron incrementos muy recientes en la TAM, estos probablemente están relacionados con las afluencias masivas de sargazo en Puerto Morelos, ricas en C_{org} alóctono, lo que redundaría en mayores tasas de enterramiento de C_{org} (Ricart et al., 2017).

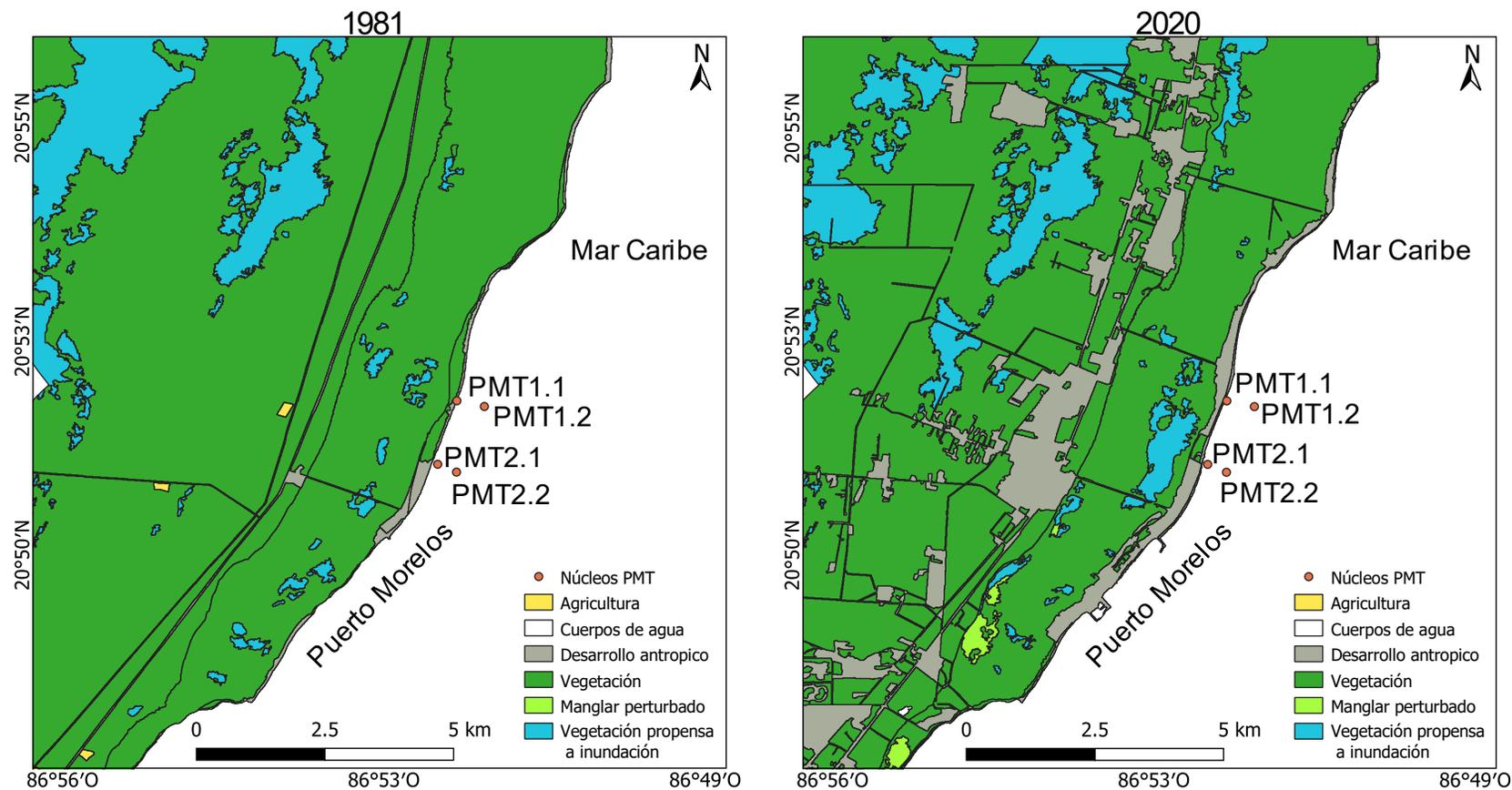


Figura 14. Mapas del cambio de uso de suelo en Puerto Morelos durante 1981 y 2020. El mapa fue elaborado por Melisa Aranza Sánchez Rojas de acuerdo con la clasificación de Rodríguez-Zúñiga et al. (2012).

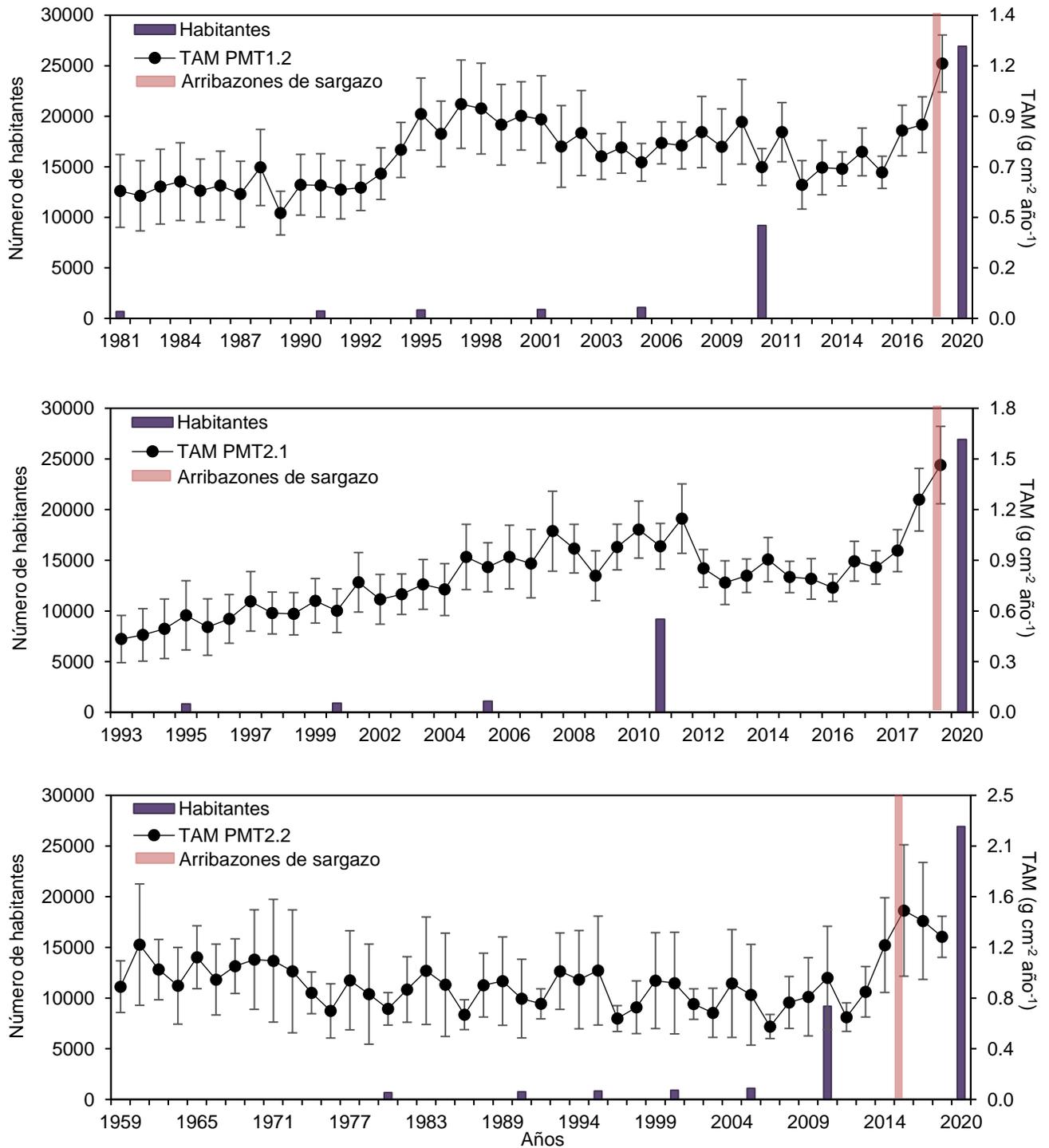


Figura 15. Crecimiento demográfico en Puerto Morelos a partir de su primer registro en 1980 (INEGI, 2022) y variaciones temporales de los valores de TAM en los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2.

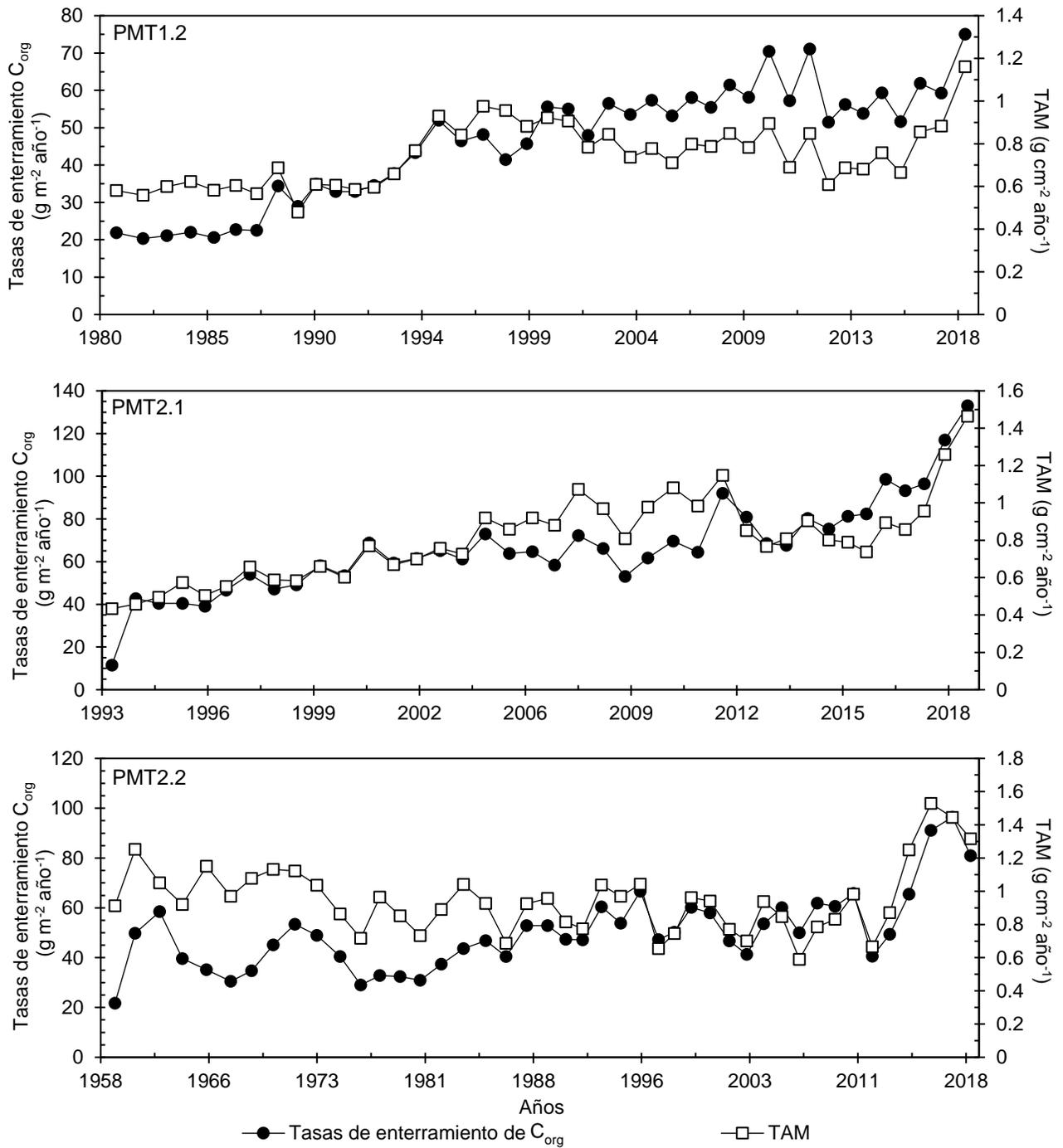


Figura 16. Variaciones temporales de los valores de TAM y las tasas de enterramiento de C_{org} en los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2.

Tabla 6. Tasas de enterramiento de carbono orgánico (C_{org} ; $g\ m^{-2}\ año^{-1}$) en sedimentos de pastizales marinos de los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2 recolectados en el litoral de laguna Arrecifal, Quintana Roo y en diferentes sitios del mundo.

Sitio	Promedio	Intervalos	Especies dominantes	Biomasa promedio ¹³	
				Aérea	Subterránea
Laguna Arrecifal, Q. Roo ¹ PMT1.2 PMT2.1 PMT2.2	46.3 ± 15 67.0 ± 22 50.3 ± 15	20.3 – 75.0 11.4 – 133.0 21.7 – 96.5	<i>Syringodium filiforme</i>	368.2	450.8
Laguna Arrecifal, Q. Roo ² CRM3 CRM4 CRM5	38 ± 11 9 ± 2.2 33 ± 14	22 - 59 5.8 - 12 5.1 - 53	<i>Thalassia testudinum</i>	519.0	582.5
Caribe mexicano ²	41 ± 36	2–252			
Laguna Celestún, México ³	40	n. a.	<i>Halodule wrightii</i>	253.5	193.3
Bahía de San Quintín, México ⁴	-	9-144	<i>Zostera marina</i>	298.4	149.7
Laguna de Términos, México ⁵	25 ± 19	2.5 – 66	<i>S. filiforme</i>	368.2	450.8
			<i>H. wrightii</i>	253.5	193.3
			<i>T. testudinum</i>	519.0	582.5
Cockburn Sound, Australia ⁶	-	2.1 – 12.6	<i>Posidonia sinuosa</i>	575.0	-
Bahía de Moreton, Australia ⁷	18.8 ± 47	10.5 – 71.3	<i>Cymodocea serrulata</i>	69.7	37.9
			<i>Halophila ovalis</i>	54.8	21.1
			<i>Zostera muelleri</i>	342.0	-
Clayoquot Sound, Canadá ⁸	10.8 ± 5	2.1 – 39.6	<i>Zostera marina</i>	298.4	149.7
Caribe colombiano ⁹	122 ± 62	n. a.	<i>T. testudinum</i>	519.0	582.5
Islas Baleares, España ⁶	n. a.	85.6 – 140.1	<i>Posidonia oceanica</i>	501.0	1610.7
Mar Mediterráneo ¹⁰	57.8 ± 42	n. a.	<i>Posidonia oceanica</i>	501.0	1610.7
Global ¹¹	-	160-186	-	239.4	235.6
Global ¹²	138 ± 38	45 -190	-		

¹Este estudio; ²López-Mendoza et al. (2020); ³Gonnea et al. (2004); ⁴Cuellar-Martínez et al. (2019); ⁵Ruiz-Fernández et al. (2020); ⁶Serrano et al. (2014); ⁷Samper-Villarreal et al. (2018); ⁸Postlethwaite et al. (2018); ⁹Serrano et al. (2021); ¹⁰Mateo et al. (1997); ¹¹Duarte et al. (2013); ¹²McLeod et al. (2011); ¹³Duarte y Chiscano, (1999).

10.5. Indicadores de aporte terrígeno y de sargazo en los sedimentos

No se cumplió la tercera hipótesis de trabajo, relativa al aumento de las concentraciones de Ti y Rb como resultado del cambio de uso de suelo y de As como resultado de la acumulación de sargazo. La mayor parte de las secciones de los 4 núcleos mostraron valores negativos de SM (Figura 2). Esto se debe a que Puerto

Morelos se ubica en una plataforma carbonatada con altas cantidades de minerales diamagnéticos como la calcita (Lugo-Hupb et al., 1992) que no presentan valores positivos de SM; por lo tanto, el análisis de SM en este trabajo no aportó información de utilidad. Adicionalmente, los registros estudiados fueron muy cortos (desde 1958 ± 2 en PMT 2.2, 1980 ± 2 en PMT1.2 y 1993 ± 2 en PMT 2.1), por lo que no fue posible observar tendencias definidas de ninguno de los dos elementos (Figura 2) que evidenciaran el cambio de uso de suelo en la zona de estudio.

Tabla 7. Inventarios de C_{org} (30 cm) ($Mg\ ha^{-1}$) en sedimentos de pastizales marinos de diferentes partes del mundo.

Sitio	Promedio	Intervalos	Referencia
Laguna Arrecifal, Q. Roo PMT1.1 PMT1.2 PMT2.1 PMT2.2	15.9 ± 3 17.3 ± 3 24.8 ± 4 16.3 ± 3	15.9 - 24.8	Este estudio
Laguna Arrecifal, Q. Roo CRM3 CRM4 CRM5	22.7 ± 0.6 9.9 ± 0.3 15.1 ± 0.4	9.9 - 22.7	López-Mendoza et al. (2020)
Caribe mexicano CRM1 CRM2 CRM3 CRM4 CRM5	11.5 ± 0.3 23.5 ± 0.6 22.7 ± 0.6 9.9 ± 0.3 15.1 ± 0.4	9.9 - 23.5	López-Mendoza et al. (2020)
Bahía de Clayoquot Sound, Canadá	-	8.2- 20.9	Postlethwaite et al. (2018)
Bahías, islas y puertos de Nueva Inglaterra, EUA	28.32 ± 4	15 - 45	Novak et al. (2020)
Isla Gran Canaria, España	-	41.67 - 161.66	Bañolas et al. (2020)
Bahía Studland, GB	37.76 ± 5	-	Green et al. (2018)
Estrecho de Solent, GB	33.80 ± 18	6.6 - 51.1	Lima et al. (2020)
Islas Drake, GB	114.02 ± 21	-	Green et al. (2018)
Bahía de Plymouth, GB	29.40 ± 1	-	Green et al. (2018)

Por último, se intentó identificar la huella de las afluencias masivas de sargazo en Puerto Morelos en los sedimentos mediante la evaluación del registro de As, dado que es un elemento que puede existir en altas concentraciones en el sargazo en descomposición en el Caribe mexicano (Olguin-Maciél et al., 2022; Rodríguez-Martínez et al., 2020; Vázquez-Delfín et al., 2021). Dado que se observaron concentraciones

detectables de As en algunas secciones de los núcleos más cercanos a la costa (PMT1.1, sin fecha; y PMT2.1, a partir de 2016) y del más alejado al litoral, donde las mareas marrones de sargazo no eran visibles (PMT1.2, a partir del 2008; Figura 3), se determinaron dos posibles orígenes de las concentraciones de As en los sedimentos superficiales de los núcleos:

1. Origen terrígeno. De acuerdo con el análisis de factores de los núcleos PMT1.2 y PMT2.1 (Figura 13), las concentraciones de As están relacionadas con las de Ti, por lo que los registros de ambos elementos podrían originarse por el mismo proceso, es decir, el transporte de terrígenos. Ti es un indicador de aporte alóctono transportado por lluvia (Peterson et al., 2000) o viento (Xu et al., 2008), incluso en sitios carbonatados como la península de Yucatán (McNeill-Jewer et al., 2019; Roy et al., 2018); As es un elemento encontrado de forma natural en la atmósfera (Bundschuh et al., 2008), litosfera (Taylor, 1964) y agua marina (Neff, 1997), que se incorpora por coprecipitación o adsorción a los carbonatos de calcio (CaCO_3) (Bia et al., 2021; Yokoyama et al., 2012). El origen terrígeno del As en los núcleos estudiados podría explicarse por la dominancia de CaCO_3 en Puerto Morelos (Lugo-Hupb et al., 1992), ya que el intervalo de As registrado en este estudio (0.6 a $1.9 \mu\text{g g}^{-1}$) se encuentra dentro de los valores de As observados a nivel mundial en los CaCO_3 más abundantes, i.e. las calcitas (1 a $8 \mu\text{g g}^{-1}$; Bundschuh et al., 2008).

2. Suministro de As por el sargazo. Debido a la falta de registros previos de As en los sedimentos del Caribe mexicano, y a que en este estudio se observaron concentraciones de As sólo en muestras superficiales de los núcleos, sería conveniente profundizar más sobre los impactos potenciales de la arribazón de sargazo en términos de contaminación por As en los sedimentos. Podría ser posible que los núcleos PMT1.1, PMT1.2 y PMT2.1 hayan registrado As en sus secciones superficiales ya que se extrajeron cerca del litoral, donde se acumula el sargazo. Se estima que el 53% de la concentración de As en el sargazo arribado a las costas del Caribe mexicano se moviliza al ambiente durante su descomposición natural (Olguin-Maciel et al., 2022). En junio del 2018, vararon 1722 toneladas de sargazo por kilómetro en la costa del Caribe mexicano (Salter et al., 2020), que pudieron liberar hasta 18.46 kg de As al ambiente, ya que una tonelada de sargazo acumulado en la costa genera aproximadamente 598 L de desechos y 10.72 g de As luego de 30 días (Olguin-Maciel et al., 2022). No obstante, no fue posible determinar la edad del núcleo PMT1.1 y el núcleo que fue recolectado fuera del área donde arribó el sargazo (PMT1.2) registró concentraciones de As incluso antes de la llegada de las afluencias masivas a Puerto Morelos, lo que sugiere que la presencia de As en estos sedimentos tiene una fuente distinta a la acumulación y descomposición de sargazo.

Para evaluar si el origen del C_{org} acumulado a partir del 2015 en la costa de la laguna Arrecifal estaba asociado a las afluencias masivas de sargazo, se utilizó la relación molar C/N (Tabla 9), ya que los valores de C/N del sargazo pueden ser más altos (16 a 108; Lapointe et al., 2014) que los de la materia orgánica de origen marino (4 a 15; Meyers y Teranes, 2001) y específicamente, que los valores reportados en la literatura para las especies *T. testudinum* (17 a 24.6, Muthukrishnan et al., 2020; Fourqurean y Zieman, 2002) y *S. filiforme* (18 a 24.8, Muthukrishnan et al. (2020); Molina-Hernández y van Tussenbroek, 2014) por lo que se esperaría encontrar máximos de C/N durante 2015 y 2018, años de las afluencias masivas de sargazo en Puerto Morelos. No obstante, los valores de C/N encontrados en los núcleos (9 a 13), no registraron los máximos esperados en los años de arribazones de sargazo (Figura 9). Lo anterior implica que los valores de C/N, por sí solos, no son útiles para valorar si el origen de la materia orgánica acumulada durante la última década en los núcleos estudiados se relaciona con los arribazones de sargazo. Como una herramienta adicional para identificar si el origen del C_{org} se explica por las arribazones de sargazo en la columna sedimentaria, podría utilizarse el análisis de ADN ambiental (eDNA), que ha sido empleado para conocer el porcentaje de C_{org} proveniente de macroalgas en sedimentos de pastizales marinos (Ortega et al., 2020).

Tabla 9. Valores de la proporción C/N reportados en pastizales marinos y sargazo.

Especies	C/N	Referencia
<i>Thalassia testudinum</i>	~18.4	Molina-Hernández y van Tussenbroek (2014)
	21.3 - 21.9	Pérez-Gómez et al. (2020)
	24.6	Fourqurean y Zieman (2002)
	~17	Muthukrishnan et al. (2020)
<i>Syringodium filiforme</i>	~24.8	Molina-Hernández y van Tussenbroek (2014)
	~18	Muthukrishnan et al. (2020)
<i>Sargassum fluitans</i>	16-24	Baker et al. (2018)
	16–108	Lapointe et al. (2014)
<i>Sargassum natans</i>	24–72	Lapointe et al. (2014)
<i>Sargassum</i> sp.	38	Salma et al. (2021)
	8.6	Ayala-Mercado et al. (2022)
	10-30	Lopresto et al. (2022)
<i>Sargassum</i> en arena	~50	Ammar et al. (2022)

11. Conclusiones

En este estudio se reconstruyó la variación espacio-temporal en las tasas de enterramiento e inventarios de C_{org} en sedimentos de los pastizales marinos de la costa de la laguna Arrecifal del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), y se evaluó su relación con los impactos antropogénicos y las afluencias de sargazo en Puerto Morelos mediante el análisis de núcleos sedimentarios fechados con ^{210}Pb .

En los núcleos estudiados no se pudo comprobar la relación entre la tasa de acumulación másica (TAM) y el crecimiento demográfico de Puerto Morelos a partir de 1970, como se había planteado en la primera hipótesis de trabajo, debido a que dos de los registros fueron muy cortos (desde 1980 ± 2 en PMT1.2 y 1993 ± 2 en PMT 2.1) y a que en el tercer registro (1958 ± 2 en PMT 2.2) los valores de TAM fueron casi constantes hasta el 2015 dentro de las incertidumbres. El aumento de la TAM entre 2015 y 2018 reflejó un mayor depósito de sedimentos, probablemente asociado con la erosión causada por las mareas marrones de sargazo y con la pérdida de *T. testudinum* frente a los sitios donde se extrajeron los núcleos estudiados.

Las tasas de enterramiento de C_{org} en los registros estudiados fueron relativamente altas en comparación de las reportadas para el interior de la laguna Arrecifal del PNAPM y de otras áreas del mundo. Las relativamente altas tasas de enterramiento de C_{org} en el litoral de la laguna Arrecifal se explicaron por los elevados valores de TAM, por la dominancia de *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*, cuya alta biomasa representa mayor disponibilidad de C_{org} autóctono que puede acumularse en los sedimentos y favorece la captura de sedimentos finos ricos en C_{org} alóctono que pudieran llegar a la costa de otras partes de la laguna Arrecifal. Los máximos de las tasas de enterramiento de C_{org} coincidieron con los máximos de TAM registrados 2015 (núcleo PMT2.2) y 2018 (núcleos PMT1.2 y PMT2.1) probablemente como consecuencia de las afluencias masivas de sargazo.

La hipótesis de que las tasas de enterramiento de C_{org} aumentarían con el cambio de uso de suelo y que los inventarios de C_{org} disminuirían hacia el presente por dilución no se pudo comprobar, ya que no fue posible evidenciar la influencia del cambio de uso de suelo sobre la TAM, pues dos de los registros sedimentarios fueron muy cortos y uno de ellos mostró un registro casi constante dentro de las incertidumbres. Si bien se observaron incrementos recientes en la TAM, probablemente están relacionados con las afluencias masivas de sargazo en Puerto Morelos, ricas en C_{org} alóctono, lo que redundaría en mayores tasas de enterramiento de C_{org} .

Se intentó identificar la huella de las afluencias de sargazo mediante la evaluación los cambios temporales de las concentraciones de As y de la proporción C/N; sin embargo, se determinó que las escasas concentraciones detectables de As en los registros podrían tener origen terrígeno, ya que no se halló evidencia irrefutable de la relación de las concentraciones de As con las arribazones de sargazo, por lo tanto, en este estudio, las concentraciones de As no fueron útiles como indicadores de las arribazones de sargazo. Por otro lado, los valores C/N fueron similares a los de la materia orgánica marina y no se observaron máximos en los años de las arribazones de sargazo (de 2015 hacia el presente), lo que implica que la proporción C/N, por sí sola, tampoco es útil para identificar la huella de las mareas marrones en los sedimentos. En futuros trabajos sería recomendable utilizar herramientas adicionales como el ADN ambiental (eDNA), que podría ser una mejor herramienta para identificar los vestigios de arribazones de sargazo en la columna sedimentaria.

12. Referencias

- Ammar, E. E., Aioub, A. A. A., Elesawy, A. E., Karkour, A. M., Mouhamed, M. S., Amer, A. A., & EL-Shershaby, N. A. (2022). Algae as Bio-fertilizers: Between current situation and future prospective. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 29(5), 3083–3096. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2022.03.020>
- Aoyama, M., Hirose, K., & Igarashi, Y. (2006). Re-construction and updating our understanding on the global weapons tests ^{137}Cs fallout. *Journal of Environmental Monitoring*, 8(4), 431. <https://doi.org/10.1039/b512601k>
- Appleby, P. G., & Oldfieldz, F. (1983). The assessment of ^{210}Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia*, 103(1), 29–35. <https://doi.org/10.1007/BF00028424>
- Aquino-López, M. A., Blaauw, M., Christen, J. A., & Sanderson, N. K. (2018). Bayesian analysis of ^{210}Pb dating. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, 23(3), 317–333. <https://doi.org/10.1007/s13253-018-0328-7>
- Aquino-López, M. A., Ruiz-Fernández, A. C., Blaauw, M., & Sanchez-Cabeza, J. A. (2020). Comparing classical and Bayesian ^{210}Pb dating models in human-impacted aquatic environments. *Quaternary Geochronology*, 60(101106). <https://doi.org/10.1016/j.quageo.2020.101106>
- Arias-Ortiz, A., Masqué, P., Garcia-Orellana, J., Serrano, O., Mazarrasa, I., Marbà, N., Lovelock, C. E., Lavery, P. S., & Duarte, C. M. (2018). Reviews and syntheses: ^{210}Pb -derived sediment and carbon accumulation rates in vegetated coastal ecosystems – setting the record straight. *Biogeosciences*, 15(22), 6791–6818. <https://doi.org/10.5194/bg-15-6791-2018>
- Armitage, A. R., & Fourqurean, J. W. (2016). Carbon storage in seagrass soils: long-term nutrient history exceeds the effects of near-term nutrient enrichment. *Biogeosciences*, 13(1), 313–321. <https://doi.org/10.5194/bg-13-313-2016>

- Ayala-Mercado, I. D., Weber, B., & Durán-García, M. D. (2022). Use of Hydrothermal Pretreatment to Enhance Biogas Production from Pelagic *Sargassum*. *BioEnergy Research*, 15(3), 1639–1648. <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10371-4>
- Baker, P., Minzlaff, U., Schoenle, A., Schwabe, E., Hohlfeld, M., Jeuck, A., Brenke, N., Prausse, D., Rothenbeck, M., Brix, S., Frutos, I., Jörgen, K. M., Neusser, T. P., Koppelman, R., Devey, C., Brandt, A., & Arndt, H. (2018). Potential contribution of surface-dwelling *Sargassum* algae to deep-sea ecosystems in the southern North Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 148, 21–34. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.10.002>
- Bañolas, G., Fernández, S., Espino, F., Haroun, R., & Tuya, F. (2020). Evaluation of carbon sinks by the seagrass *Cymodocea nodosa* at an oceanic island: Spatial variation and economic valuation. *Ocean & Coastal Management*, 187, 105112. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105112>
- Bé, M. M., Chisté, V., Dulieu, C., Browne, E., Chechev, V., Kuzmenko, N., Kondev, F., Luca, A., Galán, M., Pearce, A., & Huang, X. (2008). *Table of radionuclides* (Vol. 4a). BIPM, Sevres.
- Bia, G., García, M. G., Soto-Rueda, E., Mors, R. A., Mlewski, E. C., Gomez, F. J., & Borgnino, L. (2021). Arsenic in natural carbonates: The role of the biogeochemical conditions in its solid speciation. *Chemical Geology*, 583, 120477. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2021.120477>
- Boës, X., Rydberg, J., Martínez-Cortizas, A., Bindler, R., & Renberg, I. (2011). Evaluation of conservative lithogenic elements (Ti, Zr, Al, and Rb) to study anthropogenic element enrichments in lake sediments. *Journal of Paleolimnology*, 46(1), 75–87. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10933-011-9515-z>
- Bundschuh, J., Giménez-Forcada, E., Guéréquiz, R., Pérez-Carrera, A., Eugenia-García, M., Mello, J., & Deschamps, E. (2008). Fuentes geogénicas de arsénico y su liberación al medio ambiente. In J. Bundschuh, A. Pérez-Carrera, & M. Litter (Eds.), *Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana* (1st ed., pp. 33–48). CYTED.
- 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(2–3), 191–199. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.01.015>
- Chávez, V., Uribe-Martínez, A., Cuevas, E., Rodríguez-Martínez, R. E., van Tussenbroek, B. I., Francisco, V., Estévez, M., Celis, L. B., Monroy-Velázquez, L. V., Leal-Bautista, R., Álvarez-Filip, L., García-Sánchez, M., Masia, L., & Silva, R. (2020). Massive Influx of Pelagic *Sargassum* spp. on the Coasts of the Mexican Caribbean 2014–2020: Challenges and Opportunities. *Water*, 12(10), 2908. <https://doi.org/10.3390/w12102908>
- Coronado, C., Candela, J., Iglesias-Prieto, R., Sheinbaum, J., López, M., & Ocampo-Torres, F. J. (2007). On the circulation in the Puerto Morelos fringing reef lagoon. *Coral Reefs*, 26(1), 149–163. <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0175-9>
- Cota Lucero, T. C., & Herrera-Silveira, J. A. (2021). Seagrass contribution to blue carbon in a shallow karstic coastal area of the Gulf of Mexico. *PeerJ*, 9, e12109. <https://doi.org/10.7717/peerj.12109>
- Cruz-Coria, E., Zizumbo-Villarreal, L., Monterroso Salvatierra, N., & Quintanilla Montoya, A. (2013). La

- transformación de los espacios de vida y la configuración del paisaje turístico en Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Polis (Santiago)*, 12(34), 307–332. <https://doi.org/10.4067/s0718-65682013000100016>
- Cuellar-Martinez, T., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H., & Sandoval-Gil, J. (2019). Relevance of carbon burial and storage in two contrasting blue carbon ecosystems of a north-east Pacific coastal lagoon. *Science of The Total Environment*, 675, 581–593. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.388>
- Cuellar-Martinez, T., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L., López-Mendoza, P. G., Carnero-Bravo, V., Agraz-Hernández, C. M., van Tussenbroek, B., Sandoval-Gil, J., Cardoso-Mohedano, J. G., Vázquez-Molina, Y., & Aldana-Gutiérrez, G. (2020). Temporal records of organic carbon stocks and burial rates in Mexican blue carbon coastal ecosystems throughout the Anthropocene. *Global and Planetary Change*, 192, 103215. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103215>
- Cusack, M., Saderne, V., Arias-Ortiz, A., Masqué, P., Krishnakumar, P. K., Rabaoui, L., Qurban, M. A., Qasem, A. M., Prihartato, P., Loughland, R. A., Elyas, A. A., & Duarte, C. M. (2018). Organic carbon sequestration and storage in vegetated coastal habitats along the western coast of the Arabian Gulf. *Environmental Research Letters*, 13(7). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac899>
- DDEP. (2012). *Table of radionuclides ²¹⁰Pb*. Data Decay Evaluation Project. http://www.nucleide.org/DDEP_WG/Nuclides/Pb-210_tables.pdf
- den Hartog, C., & Kuo, J. (2006). Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth, & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 1–23). Springer.
- Drexler, T. M., & Nittrouer, C. A. (2008). Stratigraphic signatures due to flood deposition near the Rhône River: Gulf of Lions, northwest Mediterranean Sea. *Continental Shelf Research*, 28(15), 1877–1894. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.11.012>
- Duarte, C. M., & Chiscano, C. L. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany*, 65(1–4), 159–174. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00038-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00038-8)
- Duarte, C. M., Middelburg, J. J., & Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2(1), 1–8. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/bg-2-1-2005>
- Dunic, J. C., Brown, C. J., Connolly, R. M., Turschwell, M. P., & Côté, I. M. (2021). Long-term declines and recovery of meadow area across the world's seagrass bioregions. *Global Change Biology*, 27(17), 4096–4109. <https://doi.org/10.1111/gcb.15684>
- Erwes-Lewis, C. J., Young, M. A., Ierodiaconou, D., Baldock, J. A., Hawke, B., Sanderman, J., Carnell, P. E., & Macreadie, P. I. (2020). Drivers and modelling of blue carbon stock variability in sediments of southeastern Australia. *Biogeosciences*, 17(7), 2041–2059. <https://doi.org/10.5194/bg-17-2041-2020>
- Evans, D. W., Alberts, J. J., & Clark, R. A. (1983). Reversible ion-exchange fixation of cesium-137 leading to mobilization from reservoir sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47(6), 1041–1049. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(83\)90234-X](https://doi.org/10.1016/0016-7037(83)90234-X)

- Fourqurean, J. W., & Zieman, J. C. (2002). Nutrient content of the seagrass *Thalassia testudinum* reveals regional patterns of relative availability of nitrogen and phosphorus in the Florida Keys USA. *Biogeochemistry*, 61, 229–245. <https://doi.org/10.1023/A:1020293503405>
- Fourqurean, James W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J., & Serrano, O. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5(7), 505–509. <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>
- Gallegos Martínez, M. E., & Hernández Cárdenas, G. (2020). Tomo VI. Pastos marinos. In *Atlas de la línea base ambiental del golfo de México*.
- García-Orellana, J., & Sanchez-Cabeza, J. A. (2012). El ^{210}Pb como trazador de procesos ambientales. In J. A. Sanchez-Cabeza, M. Díaz-Asencio, & A. C. Ruiz-Fernández (Eds.), *Radiocronología de Sedimentos Costeros Utilizando ^{210}Pb : Modelos, Validación y Aplicaciones* (p. 118).
- García, E. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática 500 de Köppen*. Instituto de Geografía UNAM.
- Gonea, M. . E., Paytan, A., & Herrera-Silveira, J. A. (2004). Tracing organic matter sources and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 61, 211–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.04.015>
- González, A., Torruco, D., & Torruco, Á. D. (2017). Las playas arenosas de Quintana Roo, México: la diversidad de su fauna intermareal. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(2), 361–373. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572017000200015>
- Gower, J., Young, E., & King, S. (2013). Satellite images suggest a new *Sargassum* source region in 2011. *Remote Sensing Letters*, 4(8), 764–773. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2013.796433>
- Green, A., Chadwick, M. A., & Jones, P. J. S. (2018). Variability of UK seagrass sediment carbon: Implications for blue carbon estimates and marine conservation management. *PLOS ONE*, 13(9), e0204431. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204431>
- Greiner, J. T., McGlathery, K. J., Gunnell, J., & McKee, B. A. (2013). Seagrass Restoration Enhances “Blue Carbon” Sequestration in Coastal Waters. *PLoS ONE*, 8(8), 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072469>
- Gulliver, A., Carnell, P. E., Trevathan-Tackett, S. M., Duarte de Paula Costa, M., Masqué, P., & Macreadie, P. I. (2020). Estimating the potential blue carbon gains from tidal marsh rehabilitation: a case study from south eastern australia. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00403>
- Hashim, A., Suhaimi Hamzah, M., Abdul Rahman, S., Abdullah Salim, N., Suhaimi, M., Abd Shukor, S., Azfar Azman, M., & Aminah, S. (2011). *Distribution coefficient kd of cesium in soils from areas in Perak*.
- Hemminga, M. A., & Duarte, C. M. (2000). *Seagrass ecology*. Cambridge University Press.
- Hernández-Terrones, L. M., Null, K. A., Ortega-Camacho, D., & Paytan, A. (2015). Water quality assessment

- in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Continental Shelf Research*, 102, 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.04.015>
- Hofer, M., Strauß, G., Koulechov, K., & Dietz, A. (2005). Definition of accuracy and precision—evaluating CAS-systems. *International Congress Series*, 1281, 548–552. <https://doi.org/10.1016/j.ics.2005.03.290>
- Hollander, M., Wolfe, D. A., & Chicken, E. (2015). *Nonparametric statistical methods* (3rd ed.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119196037>
- Hrouda, F., Chupáčová, M., & Chadima, M. (2009). *The use of magnetic susceptibility of rocks in geological exploration*.
- Hunter, H. N., Gowing, C. J. B., Marriott, A. L., Lacey, J. H., Dowell, S., & Watts, M. J. (2022). Developments in Pb-210 methodologies to provide chronologies for environmental change. *Environmental Geochemistry and Health*. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01215-x>
- IAEA. (1989). *Construction and Use of Calibration Facilities for Radiometric Field Equipment*.
- INEGI. (2021). *Cuéntame de México. Información por entidad. Puerto Morelos*. <https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/qroo/territorio/clima.aspx?tema=me&e=23>
- Iporac, L. A. R., Hatt, D. C., Bally, N. K., Castro, A., Cardet, E., Mesidor, R., Olszak, S., Duran, A., Burkholder, D. A., & Collado-Vides, L. (2022). Community-based monitoring reveals spatiotemporal variation of sargasso inundation levels and morphotype dominance across the Caribbean and South Florida. *Aquatic Botany*, 182(103546). <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2022.103546>
- James, R. K., Silva, R., van Tussenbroek, B. I., Escudero-Castillo, M., Mariño-Tapia, I., Dijkstra, H. A., van Westen, R. M., Pietrzak, J. D., Candy, A. S., Katsman, C. A., van der Boog, C. G., Riva, R. E. M., Slobbe, C., Klees, R., Stapel, J., van der Heide, T., van Katwijk, M. M., Herman, P. M. J., & Bouma, T. J. (2019). Maintaining Tropical Beaches with Seagrass and Algae: A Promising Alternative to Engineering Solutions. *BioScience*, 69(2), 136–142. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy154>
- Jankowska, E., Michel, L. N., Zaborska, A., & Włodarska-Kowalczyk, M. (2016). Sediment carbon sink in low-density temperate eelgrass meadows (Baltic Sea). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(12), 2918–2934. <https://doi.org/10.1002/2016JG003424>
- Jędrzejek, F., Szarłowicz, K., & Stobiński, M. (2022). A Geological Context in Radiation Risk Assessment to the Public. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(18), 11750. <https://doi.org/10.3390/ijerph191811750>
- Johns, E. M., Lumpkin, R., Putman, N. F., Smith, R. H., Muller-Karger, F. E., T. Rueda-Roa, D., Hu, C., Wang, M., Brooks, M. T., Gramer, L. J., & Werner, F. E. (2020). The establishment of a pelagic *Sargassum* population in the tropical Atlantic: Biological consequences of a basin-scale long distance dispersal event. *Progress in Oceanography*, 182, 102269. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102269>
- Johnson, D. R., Ko, D. S., Franks, J. S., Moreno, P., & Sanchez-Rubio, G. (2012). The *Sargassum* invasion of the eastern Caribbean and dynamics of the equatorial north Atlantic. In *Proceedings of the 65th Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Santa Marta, Colombia* (pp. 102–103).

- Kindeberg, T., Ørberg, S. B., Röhr, M. E., Holmer, M., & Krause-Jensen, D. (2018). Sediment stocks of carbon, nitrogen, and phosphorus in Danish eelgrass meadows. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00474>
- Krause, J. R., Hinojosa-Corona, A., Gray, A. B., Herguera, J. C., McDonnell, J., Schaefer, M. V., Ying, S. C., & Watson, E. B. (2022). Beyond habitat boundaries: Organic matter cycling requires a system-wide approach for accurate blue carbon accounting. *Limnology and Oceanography*, 1–13. <https://doi.org/10.1002/lno.12071>
- Kremer, H., & Crossland, C. (2002). Coastal change and the “Anthropocene”: Past and future perspectives of the IGBP-LOICZ project. In *Deutsches Nationalkomitee für das Internationale Hydrologische Programm (IHP) der UNESCO und das Operationelle Hydrologische Programm (OHP) der WMO, Herausgeber, Koblenz, Germany*.
- Krishnaswamy, S., Lal, D., Martin, J. M., & Meybeck, M. (1971). Geochronology of lake sediments. *Earth and Planetary Science Letters*, 11(1-5), 407–414.
- Langin, K. (2018). Seaweed masses assault Caribbean islands. *Science*, 360(6394), 1157–1158. <https://doi.org/10.1126/science.360.6394.1157>
- Lapointe, B. E., West, L. E., Sutton, T. T., & Hu, C. (2014). Ryther revisited: nutrient excretions by fishes enhance productivity of pelagic *Sargassum* in the western North Atlantic Ocean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 458, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.05.002>
- Lavery, P. S., Mateo, M. A., Serrano, O., & Rozaimi, M. (2013). Variability in the Carbon Storage of Seagrass Habitats and Its Implications for Global Estimates of Blue Carbon Ecosystem Service. *PLoS ONE*, 8(9), e73748.
- Lima, M. A. C., Ward, R. D., & Joyce, C. B. (2020). Environmental drivers of sediment carbon storage in temperate seagrass meadows. *Hydrobiologia*, 847(7), 1773–1792. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04153-5>
- Little, T. A. (2016). Establishing acceptance criteria for analytical methods. *Analytical Best Practices*, 2–6.
- López-Mendoza, P. G., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., van Tussenbroek, B. I., Cuellar-Martinez, T., & Pérez-Bernal, L. H. (2020). Temporal trends of organic carbon accumulation in seagrass meadows from the northern Mexican Caribbean. *Catena*, 194, 104645. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104645>
- Lopresto, C. G., Paletta, R., Filippelli, P., Galluccio, L., de la Rosa, C., Amaro, E., Jáuregui-Haza, U., & de Frias, J. A. (2022). *Sargassum* Invasion in the Caribbean: An Opportunity for Coastal Communities to Produce Bioenergy Based on Biorefinery—An Overview. *Waste and Biomass Valorization*, 13(6), 2769–2793. <https://doi.org/10.1007/s12649-021-01669-7>
- Lovelock, C. E., Fourqurean, J. W., & Morris, J. T. (2017). Modeled CO₂ emissions from coastal wetland transitions to other land uses: tidal marshes, mangrove forests, and seagrass beds. *Frontiers in Marine Science*, 4(143), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00143>

- Lugo-Hupb, J., Aceves-Quesada, J., & Espinasa-Pereña, R. (1992). Rasgos geomorfológicos mayores de la península de Yucatán. *Revista Del Instituto de Geología*, 10(2), 143–150.
- Macreadie, P. I., Allen, K., Kelaher, B. P., Ralph, P. J., & Skilbeck, C. G. (2012). Paleoreconstruction of estuarine sediments reveal human-induced weakening of coastal carbon sinks. *Global Change Biology*, 18(3), 891–901. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02582.x>
- Macreadie, P. I., Trevathan-Tackett, S. M., Skilbeck, C. G., Sanderman, J., Curlevski, N., Jacobsen, G., & Seymour, J. R. (2015). Losses and recovery of organic carbon from a seagrass ecosystem following disturbance. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1817). <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1537>
- Marbà, N., Arias-Ortiz, A., Masqué, P., Kendrick, G. A., Mazarrasa, I., Bastyan, G. R., Garcia-Orellana, J., & Duarte, C. M. (2015). Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks. *Journal of Ecology*, 103(2), 296–302. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12370>
- Maurer, A., Stapleton, S., & Layman, C. (2018). Impacts of the Caribbean *Sargassum* influx on sea turtle nesting. In *Proceedings of the 71st Gulf and Caribbean Fisheries Institute* (pp. 327–329).
- Mayer, L. M. (1994). Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments. *Chemical Geology*, 114(3–4), 347–363. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90063-9](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90063-9)
- 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. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>
- McNeill-Jewer, C. A., Reinhardt, E. G., Collins, S., Kovacs, S., Chan, W. M., Devos, F., & LeMaillot, C. (2019). The effect of seasonal rainfall on nutrient input and biological productivity in the Yax Chen cave system (Ox Bel Ha), Mexico, and implications for μ XRF core studies of paleohydrology. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 534, 109289. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2019.109289>
- Meyers, P. A., & Teranes, J. L. (2001). Sediment organic matter. In *Tracking environmental change using lake sediments* (pp. 239–269). Springer, Dordrecht.
- Micheli, F., & Peterson, C. H. (1999). Estuarine vegetated habitats as corridors for predator movements. *Conservation Biology*, 13(4), 869–881.
- Mohammed, S., Gill, A. R., Alsafadi, K., Hijazi, O., Yadav, K. K., Hasan, M. A., Khan, A. H., Islam, S., Cabral-Pinto, M. M. S., & Harsanyi, E. (2021). An overview of greenhouse gases emissions in Hungary. *Journal of Cleaner Production*, 314, 127865. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127865>
- Muthukrishnan, R., Chiquillo, K. L., Cross, C., Fong, P., Kelley, T., Toline, C. A., Zweng, R., & Willette, D. A. (2020). Little giants: a rapidly invading seagrass alters ecosystem functioning relative to native foundation species. *Marine Biology*, 167(6), 81. <https://doi.org/10.1007/s00227-020-03689-8>
- Myers, N. (1997). Mass extinction and evolution. *Science*, 278, 597–598.

- Neff, J. M. (1997). Ecotoxicology of arsenic in the marine environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(5), 917–927. <https://doi.org/10.1002/etc.5620160511>
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., & Grimsditch, G. (2009). *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*.
- Novak, A. B., Pelletier, M. C., Colarusso, P., Simpson, J., Gutierrez, M. N., Arias-Ortiz, A., Charpentier, M., Masque, P., & Vella, P. (2020). Factors Influencing Carbon Stocks and Accumulation Rates in Eelgrass Meadows Across New England, USA. *Estuaries and Coasts*, 43(8), 2076–2091. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00754-9>
- Ody, A., Thibaut, T., Berline, L., Changeux, T., André, J. M., Chevalier, C., Blanfuné, A., Blanchot, J., Ruitton, S., Stiger-Pouvreau, V., Connan, S., Grelet, J., Aurelle, D., Guéné, M., Bataille, H., Bachelier, C., Guillemain, D., Schmidt, N., Fauvelle, V., ... Ménard, F. (2019). From In Situ to satellite observations of pelagic *Sargassum* distribution and aggregation in the Tropical North Atlantic Ocean. *PLOS ONE*, 14(9), e0222584. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222584>
- Olguin-Maciél, E., Leal-Bautista, R. M., Alzate-Gaviria, L., Domínguez-Maldonado, J., & Tapia-Tussell, R. (2022). Environmental impact of *Sargassum* spp. landings: an evaluation of leachate released from natural decomposition at Mexican Caribbean coast. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(60), 91071–91080. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22123-8>
- Orellana, R. L., Espadas, M. C., & Nava, M. F. (2010). Contexto físico. In D. R. & M. Méndez (Eds.), *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* (pp. 10–11).
- Ortega, A., Geraldí, N. R., & Duarte, C. M. (2020). Environmental DNA identifies marine macrophyte contributions to Blue Carbon sediments. *Limnology and Oceanography*, 65(12), 3139–3149. <https://doi.org/10.1002/lno.11579>
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Olyarnik, S., Short, F. T., Waycott, M., & Williams, S. L. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, 56(12), 987–996. [https://doi.org/https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[987:AGCFSE\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2)
- Ortiz, M., Winfield, I., & Cházaro-Olvera, S. (2017). Primeros registros de mísidos (Crustacea: Peracarida, Mysida) del Parque Nacional Arrecife Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Novitates Caribaea*, 11, 46–50. <https://doi.org/10.33800/nc.v0i11.13>
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbà, N., Magonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating global “Blue Carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE*, 7(9), e43542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>
- Pérez-Gómez, J. A., García-Mendoza, E., Olivos-Ortiz, A., Paytan, A., Rebolledo-Vieyra, M., Delgado-Pech, B., & Almazán-Becerril, A. (2020). Indicators of nutrient enrichment in coastal ecosystems of the northern Mexican Caribbean. *Ecological Indicators*, 118, 106756. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106756>

- Perry, E., Marin, L., McClain, J., & Velazquez, G. (1995). Ring of cenotes (sinkholes), northwest Yucatan, Mexico: Its hydrogeologic characteristics and possible association with the Chicxulub impact crater. *Geology*, 23(1), 17. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(1995\)023<0017:ROCSNY>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1995)023<0017:ROCSNY>2.3.CO;2)
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., & Socki, R. A. (2003). *Hydrogeology of the Yucatán Peninsula*.
- Peterson, L. C., Haug, G. H., Hughen, K. A., & Röhl, U. (2000). Rapid Changes in the Hydrologic Cycle of the Tropical Atlantic During the Last Glacial. *Science*, 290(5498), 1947–1951. <https://doi.org/10.1126/science.290.5498.1947>
- Phang, V. X. H., Chou, L. M., & Friess, D. A. (2015). Ecosystem carbon stocks across a tropical intertidal habitat mosaic of mangrove forest, seagrass meadow, mudflat and sandbar. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40(10), 1387–1400. <https://doi.org/10.1002/esp.3745>
- Piñeiro-Juncal, N., Díaz-Almela, E., Leiva-Dueñas, C., Deulofeu, O., Frigola, J., Soler, M., Martínez-Cortizas, A., Giralt, S., García-Orellana, J., & Mateo, M. A. (2021). Processes driving seagrass soils composition along the western Mediterranean: the case of the southeast Iberian Peninsula. *Science of The Total Environment*, 768, 144352. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144352>
- Postlethwaite, V. R., McGowan, A. E., Kohfeld, K. E., Robinson, C. L. K., & Pellatt, M. G. (2018). Low blue carbon storage in eelgrass (*Zostera marina*) meadows on the Pacific Coast of Canada. *PLOS ONE*, 13(6), e0198348. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198348>
- Potouroglou, M., Bull, J. C., Krauss, K. W., Kennedy, H. A., Fusi, M., Daffonchio, D., Mangora, M. M., Githaiga, M. N., Diele, K., & Huxham, M. (2017). Measuring the role of seagrasses in regulating sediment surface elevation. *Scientific Reports*, 7(1), 11917. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12354-y>
- Resiere, D., Mehdaoui, H., Névière, R., & Mégarbane, B. (2019). *Sargassum* invasion in the Caribbean: the role of medical and scientific cooperation. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 43, 1. <https://doi.org/10.26633/RPSP.2019.52>
- Ricart, A. M., Pérez, M., & Romero, J. (2017). Landscape configuration modulates carbon storage in seagrass sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 185, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.12.011>
- Richter, T. O., van der Gaast, S., Koster, B., Vaars, A., Gieles, R., de Stigter, H. C., De Haas, H., & van Weering, T. C. E. (2006). The Avaatech XRF Core Scanner: technical description and applications to NE Atlantic sediments. *Geological Society, London, Special Publications*, 267(1), 39–50. <http://sp.lyellcollection.org/lookup/doi/10.1144/GSL.SP.2006.267.01.03>
- Robbins, J. A. (1978). Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. In J. O. Nriagu (Ed.), *Biogeochemistry of Lead in the Environment* (pp. 285–393). Elsevier Scientific.
- Robbins, J. A., & Edgington, D. N. (1975). Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 39(3), 285–304. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(75\)90198-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(75)90198-2)
- Rodríguez-Martínez, R. E., Roy, P. D., Torrescano-Valle, N., Cabanillas-Terán, N., Carrillo-Domínguez, S.,

- Collado-Vides, L., García-Sánchez, M., & van Tussenbroek, B. I. (2020). Element concentrations in pelagic sargassum along the Mexican Caribbean coast in 2018-2019. *PeerJ*, 8, e8667. <https://doi.org/10.7717/peerj.8667>
- Rodríguez-Martínez, R. E., Ruíz-Rentería, F., van Tussenbroek, B., Barba-Santos, G., Escalante-Mancera, E., Jordán-Garza, G., & Jordán-Dahlgren, E. (2010). Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 23–43.
- Rodríguez-Martínez, R. E., van Tussenbroek, B., & Jordán-Dahlgren, E. (2016). Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe mexicano (2014-2015). In E. García-Mendoza, S. I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz, & E. J. Núñez-Vázquez (Eds.), *Florecimientos algales nocivos en México* (Primera ed, pp. 352–365). CICESE.
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., Troche-Souza, C., Vázquez-Lule, A. D., Márquez-Mendoza, J. D., Vázquez-Balderas, B., Valderrama-Landeros, L., Velázquez-Salazar, S., Uribe-Martínez, A., Acosta-Velázquez, J., Díaz-Gallegos, J., Cruz-López, M. I., & Ressler, R. (2012). *Los manglares de México: estado actual y establecimiento de un programa de monitoreo a largo plazo: 2ª y 3era etapas*.
- Roy, P. D., Torrescano-Valle, N., del Socorro Escarraga-Paredes, D., Vela-Pelaez, A. A., & Lozano-Santacruz, R. (2018). Comparison of elemental concentration in near-surface late Holocene sediments and precipitation regimes of the Yucatán Peninsula (Mexico): a preliminary study. *Boletín Geológico y Minero*, 129(4), 693–706. <https://doi.org/10.21701/bolgeomin.129.4.006>
- Ruiz-Fernández, A. C., Alonso-Hernández, C., Espinosa, L. F., Delanoy, R., Solares Cortez, N., Lucienna, E., Castillo, A. C., Simpson, S., Pérez-Bernal, L. H., Caballero, Y., Peña-Castro, A., López-Monroy, F., Quejido-Cabezas, A. J., Garay-Tinoco, J. A., Díaz-Asencio, M., Gómez-Batista, M., Parra Lozano, J. P., & Sanchez-Cabeza, J. A. (2020). ²¹⁰Pb-derived sediment accumulation rates across the Wider Caribbean Region. *Journal of Environmental Radioactivity*, 223–224, 106366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106366>
- Ruiz-Fernández, A. C., Carnero-Bravo, V., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H., Amaya-Monterrosa, O. A., Bojórquez-Sánchez, S., López-Mendoza, P. G., Cardoso-Mohedano, J. G., Dunbar, R. B., Mucciarone, D. A., & Marmolejo-Rodríguez, A. J. (2018). Carbon burial and storage in tropical salt marshes under the influence of sea level rise. *Science of The Total Environment*, 630, 1628–1640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.246>
- Ruiz-Fernández, A. C., Hillaire-Marcel, C., de Vernal, A., Machain-Castillo, M. L., Vásquez, L., Ghaleb, B., Aspiazu-Fabián, J. A., & Páez-Osuna, F. (2009). Changes of coastal sedimentation in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific Mexico, over the last 100 years from short-lived radionuclide measurements. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(3), 525–536. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.019>
- Ruiz-Fernández, A. C., Maanan, M., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H., López-Mendoza, P., & Limoges, A. (2015). Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico). *Ciencias Marinas*, 40(4), 291–303. <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>
- Ruiz-Fernández, A. C., & Mulsow, S. (2012). Análisis complementarios para interpretar perfiles de ²¹⁰Pb. In

- J. A. Sanchez-Cabeza, M. Díaz-Asencio, & A. C. Ruiz-Fernández (Eds.), *Radiocronología de Sedimentos Costeros Utilizando ^{210}Pb : Modelos, Validación y Aplicaciones* (pp. 29–38). Organismo Internacional de Energía Atómica.
- Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Cuéllar-Martínez, T., Pérez-Bernal, L. H., Carnero-Bravo, V., Ávila, E., & Cardoso-Mohedano, J. G. (2020). Increasing salinization and organic carbon burial rates in seagrass meadows from an anthropogenically-modified coastal lagoon in southern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 242. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106843>
- Ruiz-Fernández, A. C., Sánchez-Cabeza, J. A., Ontiveros-Cuadras, J. F., & Páez-Osuna, F. (2014). Registros ambientales del cambio global. *Revista Ciencia y Desarrollo*, 40, 6–11.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México* (Primera ed). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Salinas, C., Duarte, C. M., Lavery, P. S., Masque, P., Arias-Ortiz, A., Leon, J. X., Callaghan, D., Kendrick, G. A., & Serrano, O. (2020). Seagrass losses since mid-20th century fuelled CO₂ emissions from soil carbon stocks. *Global Change Biology*, 26(9), 4772–4784. <https://doi.org/10.1111/gcb.15204>
- Salma, S., Elsanti, Nurida, N. L., Dariah, A., & Husnain. (2021). Bio-decomposer of seaweed composting. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 637(012080), 1–8. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/637/1/012080>
- Salminen, R. (2005). *Geochemical Atlas of Europe*. EuroGeoSurveys.
- Salter, M. A., Rodríguez-Martínez, R. E., Álvarez-Filip, L., Jordán-Dahlgren, E., & Perry, C. T. (2020). Pelagic *Sargassum* as an emerging vector of high rate carbonate sediment import to tropical Atlantic coastlines. *Global and Planetary Change*, 195, 103332. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103332>
- Samper-Villarreal, J., Mumby, P. J., Saunders, M. I., Barry, L. A., Zawadzki, A., Heijnis, H., Morelli, G., & Lovelock, C. E. (2018). Vertical accretion and carbon burial rates in subtropical seagrass meadows increased following anthropogenic pressure from European colonisation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 202, 40–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.12.006>
- Sanchez-Cabeza, J. A., & Ruiz-Fernández, A. C. (2012). ^{210}Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, 183–200. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.12.024>
- Sankare, Y., Komoe, K., Aka, K. S., Fofie, N., & Bamba, A. (2017). Répartition et abondance des sargasses *Sargassum natans* et *Sargassum fluitans* (Sargassaceae, Fucales) dans les eaux marines ivoiriennes (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(4), 1853. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i4.33>
- Schirone, A., Rožmarić, M., Barsanti, M., Raiteri, G., Sanchez-Cabeza, J. A., García-Tenorio, R., & Osvath, I. (2022). Assessment of measurement accuracy in ^{210}Pb dating sediment methods. *Quaternary Geochronology*, 69, 101255. <https://doi.org/10.1016/j.quageo.2022.101255>
- Schlesinger, W. H., & Lichter, J. (2001). Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots

- under increased atmospheric CO₂. *Nature*, 411(6836), 466–469. <https://doi.org/10.1038/35078060>
- SECTUR. (2013). *Agendas de competitividad de los destinos turísticos de México. Estudio de competitividad turística del destino Riviera Maya*.
- SEDETUR. (2021). *Cierre de la temporada vacacional de fin de año 2019/2020*. <https://qroo.gob.mx/sedetur/cierre-de-la-temporada-vacacional-de-fin-de-ano-20192020>
- Selley, R. C. (1976). *An introduction to sedimentology*. Academic Press.
- SEMARNAP. (2000). *Programa de manejo del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos*.
- Serrano, O., Gómez-López, D. I., Sánchez-Valencia, L., Acosta-Chaparro, A., Navas-Camacho, R., González-Corredor, J., Salinas, C., Masque, P., Bernal, C. A., & Marbà, N. (2021). Seagrass blue carbon stocks and sequestration rates in the Colombian Caribbean. *Scientific Reports*, 11(1), 11067. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90544-5>
- Serrano, O., Lavery, P. S., Rozaimi, M., & Mateo, M. A. (2014). Influence of water depth on the carbon sequestration capacity of seagrasses. *Global Biogeochemical Cycles*, 28(9), 950–961. <https://doi.org/10.1002/2014GB004872>
- Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., & Erftemeijer, P. L. (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144(7), 1961–1971.
- Smetacek, V., & Zingone, A. (2013). Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504(7478), 84–88. <https://doi.org/10.1038/nature12860>
- Steffen, W., Persson, Å., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., Crumley, C., Crutzen, P., Folke, C., Gordon, L., Molina, M., Ramanathan, V., Rockström, J., Scheffer, M., Schellnhuber, H. J., & Svedin, U. (2011). The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship. *AMBIO*, 40(7), 739–761. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0185-x>
- Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P. D., Jäger, J., Matson, P. A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H. J., Turner II, B. L., & Wasson, R. J. (2004). *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure* (1era ed.). Springer.
- Tarback, E. J., Lutgens, F. K., & Tasa, D. (2005). *Ciencias de la Tierra. Una introducción a la geología física* (Octava ed). Pearson Educación.
- Taylor, S. R. (1964). Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28, 1273–1285.
- Thode, H. C. (2002). *Testing for normality* (1st ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203910894>
- Thorhaug, A. L., Poulos, H. M., López-Portillo, J., Barr, J., Lara-Domínguez, A. L., Ku, T. C., & Berlyn, G. P. (2019). Gulf of Mexico estuarine blue carbon stock, extent and flux: Mangroves, marshes, and seagrasses: A North American hotspot. *Science of The Total Environment*, 653, 1253–1261.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.011>

- Thorhaug, A., Poulos, H. M., López-Portillo, J., Ku, T. C. W., & Berlyn, G. P. (2017). Seagrass blue carbon dynamics in the Gulf of Mexico: Stocks, losses from anthropogenic disturbance, and gains through seagrass restoration. *Science of The Total Environment*, 605–606, 626–636. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.189>
- Trevathan-Tackett, S. M., Wessel, C., Cebrián, J., Ralph, P. J., Masqué, P., & Macreadie, P. I. (2018). Effects of small-scale, shading-induced seagrass loss on blue carbon storage: Implications for management of degraded seagrass ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1351–1359. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13081>
- Tylmann, W., Enters, D., Kinder, M., Moska, P., Ohlendorf, C., Poręba, G., & Zolitschka, B. (2013). Multiple dating of varved sediments from Lake Ładzuny, northern Poland: Toward an improved chronology for the last 150 years. *Quaternary Geochronology*, 15, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.quageo.2012.10.001>
- UNSCEAR. (2020). *Sources and effects of ionizing radiation*.
- Unsworth, R. K. F., Collier, C. J., Waycott, M., McKenzie, L. J., & Cullen-Unsworth, L. C. (2015). A framework for the resilience of seagrass ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), 34–46. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.016>
- Uribe-Martínez, A., Berriel-Bueno, D., Chávez, V., Cuevas, E., Almeida, K. L., Fontes, J. V. H., van Tussenbroek, B. I., Mariño-Tapia, I., Liceaga-Correa, M., Ojeda, E., Castañeda-Ramírez, D. G., & Silva, R. (2022). Multiscale distribution patterns of pelagic rafts of sargasso (*Sargassum spp.*) in the Mexican Caribbean (2014–2020). *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.920339>
- van Tussenbroek, B. I. (1995). *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Marine Biology*, 122(1), 33–40. <https://doi.org/10.1007/BF00349275>
- van Tussenbroek, B. I., Barba-Santos, M. G., Wong, J. G. R., van Dijk, J. K., & Waycott, M. (2010). *Guía de los pastos marinos tropicales del Atlántico oeste*.
- Van Tussenbroek, B. I., Cortés, J., Collin, R., Fonseca, A. C., Gayle, P. M. H., Guzmán, H. M., Jácome, G. E., Juman, R., Koltes, K. H., Oxenford, H. A., Rodríguez-Ramírez, A., Samper-Villarreal, J., Smith, S. R., Tschirky, J. J., & Weil, E. (2014). Caribbean-wide, long-term study of seagrass beds reveals local variations, shifts in community structure and occasional collapse. *PLoS ONE*, 9(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090600>
- van Tussenbroek, B. I., Hernández Arana, H. A., Rodríguez-Martínez, R. E., Espinoza-Avalos, J., Canizales-Flores, H. M., González-Godoy, C. E., Barba-Santos, M. G., Vega-Zepeda, A., & Collado-Vides, L. (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum spp.* on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 272–281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.057>
- Vázquez-Delfín, E., Freile-Pelegrián, Y., Salazar-Garibay, A., Serviere-Zaragoza, E., Méndez-Rodríguez, L. C., & Robledo, D. (2021). Species composition and chemical characterization of *Sargassum* influx at six

- different locations along the Mexican Caribbean coast. *Science of The Total Environment*, 795, 148852. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148852>
- Vitousek, P. M. (1994). Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75(7), 1861–1876. <https://doi.org/10.2307/1941591>
- von Gunten, L., Grosjean, M., Beer, J., Grob, P., Morales, A., & Urrutia, R. (2009). Age modeling of young non-varved lake sediments: methods and limits. Examples from two lakes in Central Chile. *Journal of Paleolimnology*, 42(3), 401–412. <https://doi.org/10.1007/s10933-008-9284-5>
- Wang, M., Hu, C., Barnes, B. B., Mitchum, G., Lapointe, B., & Montoya, J. P. (2019). The great Atlantic Sargassum belt. *Science*, 365(6448), 83–87. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7912>
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>
- Webster, I. T., Hancock, G. J., & Murray, A. S. (1995). Modelling the effect of salinity on radium desorption from sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(12), 2469–2476. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00141-7](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00141-7)
- Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377–392.
- Xu, J., Holbourn, A., Kuhnt, W., Jian, Z., & Kawamura, H. (2008). Changes in the thermocline structure of the Indonesian outflow during Terminations I and II. *Earth and Planetary Science Letters*, 273(1–2), 152–162. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2008.06.029>
- Yokoyama, Y., Tanaka, K., & Takahashi, Y. (2012). Differences in the immobilization of arsenite and arsenate by calcite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 91, 202–219. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.05.022>