



**Centro de Investigación y de Estudios
Avanzados del Instituto Politécnico Nacional
Unidad Mérida**

Departamento de Recursos del Mar

**Carbono azul en pastos marinos de la región kárstica del
Golfo de México: reguladores de los almacenes y fuentes**

Tesis que presenta:

Tania Cecilia Cota Lucero

Para obtener el grado de:

Doctora en Ciencias

En la Especialidad de:

Ciencias del mar

Directores de tesis:

Dr. Jorge Alfredo Herrera Silveira

Dr. Ismael Mariño Tapia

Mérida, Yucatán

Diciembre, 2023

DEDICATORIA

A mi familia por su cariño y constante apoyo, mi fortaleza para ser constante y culminar cada uno de mis proyectos de vida.

Mi abuelo, Sr. Guadalupe Lucero Collins. Gracias por siempre impulsarme en mi niñez y por ser mi inspiración.

A mis padres Antonia Cecilia Lucero Barrera y Francisco Javier Cota Castro por su inmenso e incondicional amor.

A mis hermanas y hermano, Adriana Berenice Cota Lucero, Jhoana Liliana Cota Lucero y Jesús Javier Cota Lucero quienes a pesar de la distancia espacial siempre los siento cerca.

A Yhonath Yesenia Villanueva por su inmenso amor, constante apoyo y consejos. A ti mi pequeña Leah Jordana Villanueva por ser una gran motivación y considerarme tu unisirena.

A mis sobrinos Alexis Cota Lucero y Axel Cota Lucero, Sinaí Cota Murillo y Luis Daniel Cota Murillo, por su cariño y apoyo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi director de tesis y maestro, el Dr. Jorge Alfredo Herrera Silveira por su apoyo y recomendaciones para poder ejecutar este proyecto. Por su confianza para aceptarme dentro del equipo de Producción Primaria, por las becas otorgadas y el financiamiento de este proyecto.

Gracias a mi codirector el Dr. Ismael Mariño Tapia por su gran apoyo desde el inicio de este proceso, por su asesoría y las becas otorgadas para completar el presente estudio.

A mis sinodales, Dr. Jorge Euán Ávila, Dr. Daniel Robledo Ramírez, Dr. José Q. García Maldonado y Dr. Jorge López Calderón por las revisiones y consejos para mejorar y robustecer en el presente trabajo.

Al grupo de trabajo del Laboratorio de Producción Primaria de CINVESTAV, en especial a mi amiga y colega Eunice Pech, por su ayuda y consejos en los análisis de laboratorio, al M. en C. Juan Enrique Mendoza por su apoyo en campo y en el análisis de percepción remota.

Al Dr. Miguel Cahuich muchas gracias por su asesoría y apoyo para el análisis de resultados de corrientes.

Gracias a mi estimado amigo Dr. Santiago Cadena Rodríguez por tu enorme apoyo, para motivarme a seguir mis sueños y llegar hasta Yucatán. Gracias.

A mi amigo y colega M. en C. Ángel García Trasviña por su apoyo en campo y compañía durante toda mi carrera profesional.

A mi amiga y colega M. en C. Daniela Medina Euan por las publicaciones en las que participamos y participaremos, por tu apoyo en mis momentos de crisis y paciencia, por las risas durante el desarrollo de este proyecto.

A mis amigas y colegas Silvia Ramírez, la M. en C. Viridiana M. Nava Ruiz, Quím. Daniela Sierra y la M. en C. Julieta Nazareth Gamboa Cutz, por sus consejos y motivación.

A la Dra. Vanesa Papiol por compartir con los datos de carbono en las hojas de *Halodule* para el análisis de modelos de mezcla.

Al Dr. Jorge Montero por sus consejos y asesoría en los análisis estadísticos.

Al Programa Mexicano del Carbono por el financiamiento de los viajes de muestreo de esta investigación a través del proyecto Q8 API-GI-CS-62601-066-17.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas(CONANP), Campeche por aprobar los muestreos de este proyecto.

Al consejo nacional de ciencia y tecnología (CONAHCYT) por la beca otorgada (#476404) para la realización de este trabajo.

RESUMEN

En el presente estudio se determinaron los almacenes de carbono orgánico en praderas de pastos marinos, se identificaron las principales fuentes de carbono orgánico sedimentario (C_{sed}), y se exploró la influencia de variables ambientales y las características estructurales de los pastos marinos (PM), en los almacenes de carbono en biomasa (C_{bio}) y en sedimentos asociados a los PM en la Reserva de la Biosfera los Petenes (RBLP) y Dzilam de Bravo (Dzilam). El almacén de promedio de C_{bio} en la RBLP fue de $2.2 \pm 0.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y fue similar a lo estimado en Dzilam de Bravo ($2 \pm 1 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Los almacenes de C_{bio} en la RBLP estuvieron influenciados por la concentración de materia orgánica (MO%) en el sedimento (devianza=71.5%, $R^2=0.50$) y los Silicatos reactivos solubles en la columna de agua (devianza=58.3%, $R^2=0.47$), este último nutriente se relacionó con la presencia de *Thalassia testudinum* en la localidad ($R^2=0.37$) quien contribuye con la mayor proporción de biomasa generada (>70%), mientras que la MO generalmente actúa como fertilizante para las praderas submarinas. Los almacenes de C_{sed} en la RBLP fueron mayores ($249 \pm 205 \text{ Mg C ha}^{-1}$) que Dzilam ($21 \pm 12 \text{ Mg C ha}^{-1}$) con una contribución autóctona del 36 y 34%, respectivamente. Los almacenes obtenidos la RBLP fueron resultado de la profundidad del agua ya que su incremento disminuyó las reservas de C_{sed} (devianza=53.6%, $R^2=0.45$). La biomasa de pastos marinos fue la principal variable que reguló los almacenes de C_{sed} de RBLP (devianza=51.8%, $R^2=0.40$). Además, se relacionó con los requerimientos nutricionales de *T. testudinum* que produjo el 79% del C_{bio} y contribuyó a los almacenes de C_{sed} . En Dzilam, la luz explicó los almacenes de C_{bio} (devianza=76.3%, $R^2=0.61$) ya que es la variable que regula la productividad de estas plantas submarinas. En este sitio, se determinaron cuatro variables predictoras de C_{sed} , dos ambientales; la salinidad (devianza=43.9%, $R^2=0.29$) y la profundidad del agua (devianza=54.5%, $R^2=0.47$), estas fueron variables que limitaron la productividad de los pastos marinos y, a su vez, los almacenes de carbono en la localidad. Las variables estructurales de los pastos marinos que contribuyeron en el C_{sed} , fueron la biomasa de los pastos marinos (devianza=51.6%, $R^2=0.35$) y densidad de haces (devianza=69%, $R^2=0.68$) que contribuyeron para la producción de MO% y su retención en los sedimentos, por el entramado que producen los haces de los PM. La influencia de la conectividad con el manglar en la RBLP se hizo evidente ya que aportó el 24% de los almacenes de C_{sed} , además la baja energía del oleaje que generó un esfuerzo de cizalla de $2.39 \pm 1.6 \text{ N m}^{-2}$ pudo haber promovido los procesos de sedimentación y un mejor desarrollo de las 149, 613 ha praderas continuas de la localidad. Por el contrario, Dzilam fue un sitio más expuesto al oleaje ($H_s=0.32 \text{ m}$) y la energía fue notoriamente mayor (esfuerzo de cizalla, $12.21 \pm 5.8 \text{ N m}^{-2}$) que, en la RBLP, por lo tanto, la baja concentración de C_{org} en sedimentos de Dzilam ($0.9 \pm 0.4 \%$), la alta densidad aparente ($0.92 \pm 0.23 \text{ g cm}^{-3}$) y la configuración discontinua de 12, 822 ha de pastos marinos y macroalgas pudieron haber sido consecuencia de esta energía hidrodinámica. Los resultados de este estudio sugieren que la RBLP puede ser considerado como un *hot spot* de carbono (47 Tg C) y a Dzilam como un sitio transformador y exportador de materia orgánica con reservas de 1.2 Tg C.

ABSTRACT

We determined the organic carbon stores in seagrass meadows, identified the main sources of sedimentary organic carbon (C_{sed}), and explored the influence of environmental variables and the structural characteristics of seagrasses on the biomass (C_{bio}) and sediment carbon stores of seagrasses in the Petenes Biosphere Reserve (RBLP) and Dzilam de Bravo (Dzilam). The C_{bio} storage of the RBLP averaged 2.2 ± 0.2 Mg C ha⁻¹ and was similar to that estimated in Dzilam (2 ± 1 Mg C ha⁻¹). C_{bio} stores in the RBLP were influenced by the concentration of organic matter (OM%) in the sediment (deviance=71.5%, $R^2=0.50$) and Soluble Reactive Silicates in the water column (deviance=58.3%, $R^2=0.47$) this nutrient was related to the presence of *Thalassia testudinum* in the locality ($R^2=0.37$), while OM generally acts as a fertilizer for seagrasses. C_{sed} stores at RBLP were higher (249 ± 205 Mg C ha⁻¹) than Dzilam (21 ± 12 Mg C ha⁻¹) with an autochthonous contribution of 36 and 34%, respectively. The stores obtained in the RBLP a result of water depth as its increase decreased C_{sed} reserves (deviancy=53.6%, $R^2=0.45$). Seagrass biomass was the variable that regulated RBLP C_{sed} stores (deviancy=51.8%, $R^2=0.40$). In addition, it was related to the nutritional requirements of *T. testudinum* which produced 79% of C_{bio} and contributed to C_{sed} stores. At Dzilam, light explained C_{bio} stores (deviances=76.3%, $R^2=0.61$) as it is usually the main variable regulating the productivity of these underwater plants. At this site, four predictor variables of C_{sed} were determined, two environmental; salinity (deviance=43.9%, $R^2=0.29$) and water depth (deviance=54.5%, $R^2=0.47$), these were variables that limited seagrass productivity and, in turn, carbon stores at the locality. The seagrass structural variables that contributed to the C_{sed} were seagrass biomass (deviancy=51.6%, $R^2=0.35$) and shoot density (deviancy=69%, $R^2=0.68$), these variables contributed to the production of MO% and its retention in the sediments, due to the framework produced by the seagrass shoots. The influence of the connectivity with the mangrove in the RBLP was evident since it contributed 24% of the C_{sed} stores, also the low wave energy that generated a shear stress of 2.39 ± 1.6 N m⁻² could have promoted the sedimentation processes and a better development of the 149, 613 ha continuous meadows of the locality. On the contrary, Dzilam was a site exposed to waves ($H_s=0.32$ m) and the energy was notoriously higher (shear stress, 12.21 ± 5.8 N m⁻²) than, in the RBLP, therefore, the low concentration of C_{org} in Dzilam sediments (0.9 ± 0.4 %), the high bulk density (0.92 ± 0.23 g cm⁻³) and the discontinuous configuration of 12, 822 ha of seagrasses and macroalgae could have been a consequence of this hydrodynamic energy. The results of this study suggest that the RBLP can be considered as a carbon “hot spot” (47 Tg C) and Dzilam as a transformer and exporter of organic matter with reserves of 1.2 Tg C.

Contenido

INTRODUCCIÓN.....	1
Ecología de los pastos marinos	1
Distribución.....	4
Importancia de los pastos marinos	6
MARCO CONCEPTUAL	8
Ecosistemas de carbono azul.....	8
Pastos marinos como almacén de carbono	13
Fuentes de carbono en sedimentos de pastos marinos.....	15
Mecanismos de regulación de los almacenes de carbono	17
JUSTIFICACIÓN	20
HIPÓTESIS	22
OBJETIVO GENERAL.....	22
ÁREA GENERAL DE ESTUDIO	22
CAPÍTULO I. COMUNIDAD DE PASTOS MARINOS Y SU RELACIÓN CON LAS VARIABLES AMBIENTALES EN ZONAS CONTRASTANTES DE LA REGIÓN KÁRSTICA DEL GOLFO DE MÉXICO	25
INTRODUCCIÓN.....	25
JUSTIFICACIÓN	27
HIPOTESIS	27
OBJETIVO GENERAL.....	27
OBJETIVOS PARTICULARES.....	28
ÁREA DE ESTUDIO	28
Reserva de la Biosfera Los Petenes.....	30
Dzilam de Bravo.....	31
MATERIAL Y MÉTODOS.....	32
Diseño de muestreo	32
Calidad de agua	34
Caracterización de la comunidad de pastos marinos	35
Determinación de nutrientes.....	38
Caracterización de la comunidad de pastos marinos	40
Hidrodinámica y análisis de datos.....	42

Análisis estadísticos	44
RESULTADOS.....	45
Calidad del agua	45
Oleaje	49
Corrientes	50
Esfuerzo de cizalla (<i>shear stress</i>).....	51
Extensión.....	52
Cobertura.....	54
Densidad.....	55
Morfometría	56
Biomasa.....	57
Análisis de Redundancia (RDA)	58
DISCUSIÓN.....	61
Variables que regulan la comunidad de los pastos marinos	64
Características estructurales de los pastos marinos	65
CONCLUSIONES	67
REFERENCIAS	69
CAPITULO II.- ALMACENES Y FUENTES DE CARBONO EN PRADERAS DE PASTOS MARINOS DEL GOLFO DE MÉXICO (RESERVA DE LA BIOSFERA LOS PETENES Y DZILAM DE BRAVO)	81
INTRODUCCIÓN.....	81
JUSTIFICACIÓN	84
HIPOTESIS	85
OBJETIVO GENERAL.....	85
OBJETIVOS PARTICULARES.....	85
ÁREA DE ESTUDIO	86
MATERIAL Y MÉTODOS.....	88
Trabajo en campo	88
Obtención de sedimentos.....	88
Trabajo en Laboratorio	89
Caracterización de sedimentos	89
Determinación de PT %	92
Análisis de isótopos.....	93
Almacenes de Carbono Orgánico.....	95

Almacén de C _{org} en biomasa.....	95
Almacén de C _{org} en sedimentos.....	95
Existencias de C _{org} ecosistémico.....	96
Fuentes de Carbono.....	96
Análisis de datos.....	97
RESULTADOS.....	98
Características de los sedimentos.....	98
Almacenes de carbono.....	102
Carbono en biomasa.....	102
Carbono orgánico en sedimentos.....	104
Carbono ecosistémico.....	106
Firmas isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$	108
Fuentes de carbono.....	111
Modelos Aditivos Generalizados (GAMs).....	113
DISCUSIÓN.....	116
Almacenes y fuentes de C _{org}	117
Conectividad.....	118
Calidad del agua y estructura de pastos marinos en los almacenes de C _{org}	120
Carbono ecosistémico.....	123
Emisiones potenciales de CO _{2eq}	125
CONCLUSIONES.....	127
DISCUSIÓN GENERAL.....	130
CONCLUSIONES GENERALES.....	134
REFERENCIAS.....	135
ANEXOS.....	145

Lista de Figuras

Figura 1.- a) Morfología de <i>Thalassia testudinum</i> , 1) hojas, 2) rizoma, 3) raíces; b) pradera de <i>Thalassia testudinum</i> en Xcalak.....	2
Figura 2.- Distribución global, riqueza de especies y biorregiones de pastos marinos. Tomado de Short et al., (2007).....	4
Figura 3.- Distribución de pastos marinos en México. Fuente: Bse generada por el Laboratorio de Producción Primaria CINVESTAV-IPN, Mérida. Círculos verdes, datos colectados por el Laboratorio de Producción Primaria. Círculos rojos, fuentes bibliográficas.....	5
Figura 4.- Máximo potencial de mitigación de las emisiones evitadas debido a conservación (oscuro) y potencial máximo de mitigación de la restauración. Tomado de : Macreadie et al., (2021).....	12
Figura 5.- Número de estudios de carbono. a) estudios de carbono por región, b) género de pastos marinos con estudios de carbono durante 2013 a 2022. La regionalización se basó en la clasificación de Short et al., (2007).....	14
Figura 6.- Distribución de las áreas de estudio dentro de la Península de Yucatán en las costas del Golfo de México. Reserva de la Biosfera de Los Petenes (RBLP), Dzilam de Bravo).....	24
Figura 7.- Distribución de las estaciones de muestreo en la RBLP y Dzilam de Bravo.....	29
Figura 8.- Praderas de <i>Thalassia testudinum</i> en la Reserva de la Biosfera los Petenes, Campeche México. Fotos: Tania Cota.....	30
Figura 9.- Puerto de desembarque y praderas mixtas en Dzilam de Bravo, Yucatán, México. Fotos: Tania Cota.....	31
Figura 10.- Distribución de las estaciones de muestreo en la Reserva de la Biosfera los Petenes (RBLP) n=86 y Dzilam de Bravo (DB) n=55.....	34
Figura 11.- Toma de parámetros en la columna de agua: a) medidas de incidencia de luz; b) toma de datos fisicoquímicos; c) colecta de muestras de agua.....	35
Figura 12.- Caracterización de pastos marinos. a) toma de datos de cobertura por medio del cuadrante, b) cuadrante de 1 m ² ; c) colecta de muestras de pastos marinos con nucleador, d) nucleador de PVC.....	36
Figura 13.- Extracción de clorofila-a. a) Equipo de filtrado con bomba de vacío; b) Filtrado de las muestras almacenada en una botella ámbar de alta densidad; c) Filtro de nitrocelulosa, e) Muestras en acetona para análisis de Cla.....	37
Figura 14.- Análisis de Nutrientes. a) Adición de reactivos, b) Reducción de Nitratos por columna de Cadmio.....	38
Figura 15.- Caracterización de pastos marinos. a) Limpieza de muestras, b) Separación de haces, c) Medición de largo de la hoja, d) Medición del ancho de las hojas, e) Número de hojas por haz.....	40
Figura 16.- Preparación de muestras. a) haces y hojas de <i>T. testudinum</i> , b) raíces y rizomas de <i>T. testudinum</i> , c) pero seco biomasa aérea, d) peso seco de biomasa subterránea.....	41

Figura 17.- Distribución de los nodos utilizados para la estimación de oleaje y corrientes dentro de la RBLP y Dzilam de Bravo.....	42
Figura 18.- Variabilidad de los parámetros de altura de la ola y periodo en la RBLP y Dzilam de Bravo. a y b) variabilidad interanual y mensual de altura de la ola (Hs), c y d) variabilidad interanual y mensual del periodo de oleaje (Tp).....	49
Figura 19.- Variabilidad de la magnitud de la corriente en la RBLP y Dzilam. a) variabilidad interanual de la corriente; b) variabilidad mensual de la corriente.....	50
Figura 20.- Esfuerzo de cizalla del oleaje y corriente mensual en la RBLP y Dzilam. Línea azul: fricción por el esfuerzo de cizalla del oleaje (Tw), observado que esta señal se sobrepone con la señal de Tmax, línea verde punteada. Línea roja: esfuerzo de cizalla.....	51
Figura 21.- Distribución de pastos marinos. a) clases de pastos marinos basadas en la cobertura de especies, b) clasificación supervisada Sentinel 2A, extensión de pastos marinos en RBLP (ha). MaMa (praderas mixtas con macroalgas); TtMa (Praderas monoespecíficas de <i>Thalassia testudinum</i> con macroalgas); SfTt (Praderas mixtas de <i>Syringodium filiforme</i> y <i>Thalassia testudinum</i>); MxSf (Praderas mixtas dominadas por <i>Syringodium filiforme</i> ; S (Zonas sin vegetación).....	52
Figura 22.- Distribución de pastos marinos. a) clases de pastos marinos basadas en la cobertura de especies, b) clasificación supervisada Sentinel 2A, extensión de pastos marinos en Dzilam (ha). MaMa (praderas mixtas con macroalgas); MxMaS (Praderas mixtas con macroalgas y arenales; Mx (Praderas mixtas); SMA (arenales con <5% de macroalgas); CMa (sedimentos consolidados con macroalgas).....	53
Figura 23.- Cobertura de las especies de pastos marinos en la RBLP y Dzilam.....	54
Figura 24.- Densidad de haces de las especies de pastos marinos en la RBLP y Dzilam.....	55
Figura 25.- Largo de la hoja de los pastos marinos en la RBLP y Dzilam.....	56
Figura 26.- Biomasa total en las especies de pastos marinos en la RBLP y Dzilam.....	57
Figura 27.- Análisis de redundancia que engloba las especies de pastos marinos en relación a las variables ambientales de interés en la RBLP.....	58
Figura 28.- Análisis de redundancia que engloba las especies de pastos marinos en relación a las variables ambientales de interés en Dzilam de Bravo.....	59
Figura 29.- Análisis de redundancia que engloba las variables estructurales de los pastos marinos en relación a las variables ambientales en la RBLP.....	60
Figura 30.- Análisis de redundancia que engloba las variables estructurales de los pastos marinos en relación a las variables ambientales en Dzilam de Bravo.....	61
Figura 31.- Imagen de las praderas senescentes en la zona del muelle en Dzilam de Bravo.....	62
Figura 32.- Distribución y extensión de pastos marinos en la RBLP y Dzilam. Se presentan las clases obtenidas mediante el método de clasificación supervisada (Cap. 1, del presente estudio). Se observa la distribución de manglar y otro tipo de vegetación en la zona, así como las áreas con impacto antrópico obtenido de CONABIO, (2021).....	87
Figura 33.- Colecta de muestras de sedimentos. a) inserción del núcleo en el sedimento de forma manual; b) sellado al vacío del núcleo sedimentario, c) extracción del núcleo de forma manual.....	88

Figura 34.- Variabilidad en la longitud y coloración de los núcleos sedimentarios en la RBLP (Los Petenes) y Dzilam. Entre paréntesis, la profundidad del agua en la que fue recolectado....	90
Figura 35.- Preprocesamiento y caracterización de las muestras de sedimentos marinos. a) tabla colorimétrica Munsell; b) medicación del largo del núcleo; c) corte de las secciones de 5 cm ³ ; d) limpieza de cada sección; e) detalles de las muestras secas después de LOI.....	91
Figura 36.- Procedimiento para la detección de fósforo total en sedimentos de pastos marinos. a) muestra seca, b) muestra en el agitador orbital, c) embudo de 3", d) muestras con reactivos....	93
Figura 37.- Proceso para la determinación de isótopos estables. a) tamizado; b) acidificación; c) capsulas de estaño; d) pesado de muestras.....	94
Figura 38.- Relación entre el carbono orgánico sedimentario (C _{org} %) y la densidad aparente seca de los núcleos recolectados. a) RBLP, b) Dzilam de Bravo.....	101
Figura 39.- Distribución de los almacenes de carbono (Mg C ha ⁻¹) en biomasa dentro del gradiente de profundidad del agua en la RBLP y Dzilam (Media± DE).....	102
Figura 40.- Distribución de la contribución de las especies de pastos marinos a los almacenes de C _{org} en biomasa (aérea y subterránea) considerando el gradiente de profundidad del agua (1-5 m). a) contribución de las especies en la RBLP y b) contribución en Dzilam-----	103
Figura 41.- Distribución del almacén de C _{org} sedimentos en el gradiente de profundidad (1-5 m) en la Reserva de la Biosfera los Petener y Dzilam (Media±DE).....	104
Figura 42.- Distribución del almacén de C _{ing} sedimentos en el gradiente de profundidad (1-5 m) en la Reserva de la Biosfera los Petener y dzilam (Media±DE).....	105
Figura 43.- Existencias de carbono ecosistémico (Tg C) de las clases de pastos marinos en RBLP.....	107
Figura 44.- Existencias de carbono ecosistémico (Tg C) de las clases de pastos marinos en Dzilam de Bravo.....	108
Figura 45.- Contribución de pastos marinos, macroalgas y manglares al carbono orgánico acumulado en sedimentos superficiales de pastos marinos calculados utilizando modelos de mezcla bayesianos. Diagramas de caja de la contribución proporcional de cada fuente a los sedimentos de pastos marinos a) RBLP y b) Dzilam. Las cajas se extienden de los percentiles 25 y 75 y las líneas dentro de los recuadros representan valores medios. Los gráficos matriciales muestran las distribuciones de probabilidad de cada fuente (en paneles diagonales), la probabilidad conjunta entre pares de fuentes (en los paneles superiores) y las correlaciones entre pares de fuentes (en los paneles inferiores).....	111
Figura 46.- Distribución de las fuentes C _{org} del sedimentario superficial dentro del gradiente de profundidad del agua (1-5 m). a) fuentes potenciales en la RBLP, b) fuentes potenciales en Dzilam de Bravo.....	112
Figura 47.- Modelo Aditivo generalizado generado con las variables ambientales, biomasa de pastos marinos y el carbono sedimentario de la RBLP.....	113
Figura 48.- Modelo Aditivo generalizado generado con la Luz y el C _{bio} de pastos marinos en Dzilam de Bravo.....	114

Figura 49.- Modelo Aditivo generalizado generado con las variables ambientales, (profundidad y sanidad) y estructurales (densidad y biomasa) con el carbono sedimentario en Dzilam de Bravo.....115

Lista de Tablas

Tabla 1.- La extensión, almacén y las tasas de acumulación de C_{org} de los ecosistemas de CA. Modificada de Mcleod et al., (2011) y Bridgham, (2014).	10
Tabla 2.-. Recopilación de impulsores y mecanismos bióticos y abióticos involucrados en la variación del almacenamiento de carbono orgánico (C_{org}) en el suelo de pastos marinos basado. Modificada de: Mazarrasa et al., (2021).	19
Tabla 3.- Clasificación general del TRIIX (Penna et al., 2004).	39
Tabla 4.- Resumen de las variables de calidad de agua en la RBLP y Dzilam de Bravo. Se muestra la media y desviación estándar (DE), así como los valores estadísticos de las pruebas paramétricas y no paramétricas.	48
Tabla 5.- Resumen de las características de sedimentos dentro del gradiente de profundidad en la RBLP y Dzilam. Se presentan los estadísticos, media, desviación estándar, mediana, mínimo y máximos para cada localidad.	100
Tabla 6.- Almacenes de C_{org} y emisiones de CO_2 retenidas en las clases de praderas de pastos marinos en RBLP y Dzilam. Se muestran la media \pm DE.....	106
Tabla 7.- Composición elemental de isótopos estables de sedimentos superficiales de 1 a 5 m de profundidad, valores de densidad aparente y MO % en la RBLP.....	109
Tabla 8.- Composición elemental de isótopos estables de sedimentos superficiales de 1 a 5 m de profundidad, valores de densidad aparente y MO% en Dzilam.	110
Tabla 9.- Resumen de los modelos aditivos generalizados en los sitios de estudio.....	115
Tabla 10.- Valores de Carbono orgánico en biomasa viva en pastos marinos en diferentes localidades de México, se presentan la media (media \pm DE) y rango	117
Tabla 11.- Estimación de las emisiones potenciales de CO_{2eq} en las praderas de pastos marinos en las zonas de estudio.	126

LISTA DE ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

B _{aer}	Biomasa aérea
B _{sub}	Biomasa subterránea
CA	Carbono azul
C _{org}	Carbono orgánico
C _{sed}	Carbono sedimentario
C _{bio}	Carbono aéreo
CaCO ₃	Carbonatos
Cl-a	Clorofila a
CO ₂	Dióxido de carbono
MO	Materia orgánica
DAS	Densidad aparente seca
CC	Cambio Climático
IPCC	Panel Intergubernamental en Cambio Climático (<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
LOI	Pérdida por ignición (<i>Lost on ignition</i>)
FRS	Fosfato reactivo soluble
NH ₄ ⁺	Amonio
TRIX	Índice del Estado Tráfico
Tc	Esfuerzo de cizalla del fondo marino ejercido por la corriente
Tmax	Esfuerzo de cizalla combinado (oleaje y corrientes)
Tw	Amplitud del esfuerzo de cizalla del fondo marino ejercido por el oleaje
Tp	Periodo pico espectral
H	Altura de ola,
IAF	Índice de Área Foliar
IUCN	The International Union for Conservation of Nature

UNIDADES

ml	= Mililitros
μmol	= Micro mol
μmol L ⁻¹	= Micro mol por litro
μg L ⁻¹	= Microgramos por litro
m	= Metros
m ³	= Metro cúbico
mm	= Milímetros
Mg	= Megagramos = 1 000 000 g
mg	= Miligramos = 0.001 g
g	= Gramo = 10 ⁰ g
t	= Tonelada = 1 000 000 g
Tg	= Teragramos = 10 ¹² g
km	= Kilómetros
km ²	= Kilómetro cuadrado
ha	= Hectáreas
Gt CO _{2-eq}	= Gigatoneladas de CO ₂ equivalente = 10 ¹⁵ g
Nm	= Nanómetros
m s ⁻¹	= Metro sobre segundos
cm	= Centímetros

INTRODUCCIÓN

Ecología de los pastos marinos

Los pastos marinos pertenecen al grupo de las angiospermas (plantas con flores) y conforman un ecosistema costero altamente productivo. Actualmente se han registrado entre 60 y 72 especies de pastos marinos en todo el mundo, aunque su clasificación taxonómica sigue siendo un tema de discusión (Larkum *et al.*, 2006; Short *et al.*, 2007). Se componen de estructuras aéreas (hojas) y subterráneas (rizomas y raíces) (Fig. 1a) que dan soporte y nutrientes a estas plantas submarinas. La producción de estos componentes suele mantener una tendencia general a una distribución equilibrada de la biomasa entre ellos (relación media de 1.1 ± 0.08) (Duarte y Chiscano, 1999). En general, la biomasa subterránea producida representa entre el 15 y 50% de la producción total de los pastos marinos, lo que no es sorprendente ya que este componente contribuye en la absorción de nutrientes, propagación de haces y colonización de sus praderas (Fig. 1b) (Duarte *et al.*, 1998).

La distribución y la productividad de estas fanerógamas marinas son en gran parte reguladas por la luz ya que es el factor principal para el establecimiento del límite de distribución de profundidad de pastos marinos (Herzka y Dunton, 1997). La incidencia de luz necesaria para cubrir sus requerimientos nutrimentales oscila entre 9 y 75%. Generalmente, estos requerimientos de luz varían entre especies debido a las características fisiológicas y adaptaciones morfológicas de cada una (Lee *et al.*, 2007). Bajo condiciones de estrés, el aumento de la turbidez del agua puede potencialmente resultar en altos niveles de clorofila en su área foliar, suficientes para compensar los bajos niveles de irradiancia además de incrementar su biomasa aérea (Cabello-Pasini *et al.*, 2004). Factores fisicoquímicos como la temperatura, la salinidad, la disponibilidad de oxígeno y nutrientes, junto con la geomorfología y la hidrodinámica local regulan el crecimiento y estabilización de estas macrófitas (Lee *et al.*, 2007; Fonseca *et al.*, 2007).

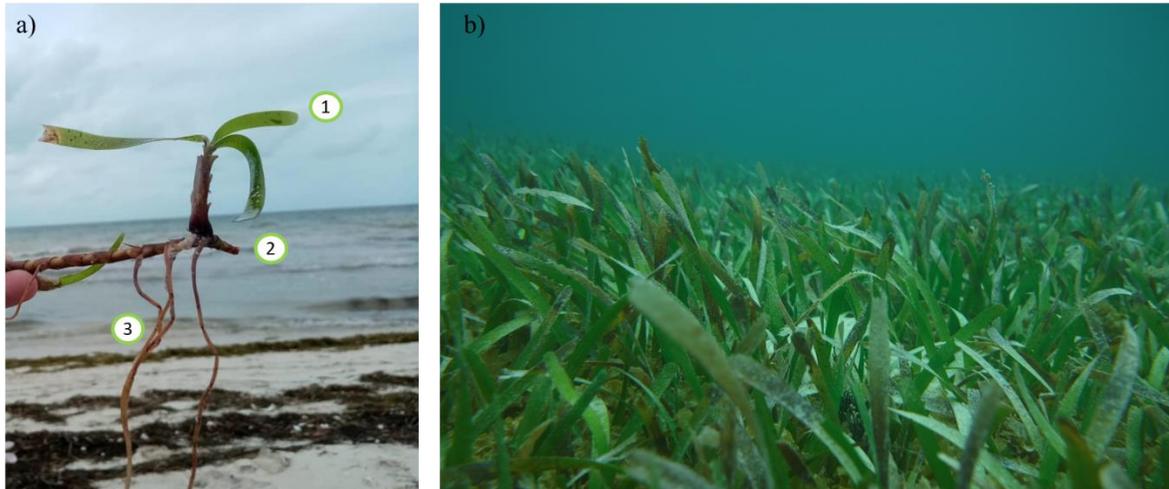


Figura 1.- a) Morfología de *Thalassia testudinum*, 1) hojas, 2) rizoma, 3) raíces; b) pradera de *Thalassia testudinum* en Xcalak.

La temperatura es una variable fundamental en el ciclo de vida de los pastos marinos. En general, los intervalos de tolerancia de temperatura se encuentran entre 0 y 45 °C (Lee *et al.*, 2007). Algunas especies suelen ser más tolerantes a estas variaciones como *Halodule wrightii* que soporta temperaturas extremas (-10 a 42 °C) lo que probablemente le permite una distribución global con presencia en un mayor número de biorregiones (Rivera-Guzmán *et al.*, 2017). Este parámetro regula diversos procesos relacionados con la fotosíntesis y las tasas de crecimiento, por ejemplo, se ha documentado que las praderas de *T. testudinum* demuestran reducciones en su productividad primaria y la producción de sus frutos a bajas temperaturas (16 °C) (Zieman, 1975). Cuando las temperaturas se elevan, pueden causar disminución de la población de los pastos marinos y el efecto combinado del incremento de la temperatura y la disminución de pH genera daños en las hojas y se potencializa por el incremento de epifitos que interfieren en la captación de luz (Díaz-Almela *et al.*, 2009; Repolho *et al.*, 2017).

La salinidad soportada por los pastos marinos puede variar entre 20 y 40 ups, aunque muchas especies se distribuyen en áreas altamente variables como la especie eurihalina *Halophila ovalis*, considerada también especie oportunista (McMillan y Moseley 1967; Ralph, 1998). La influencia de aguas subterráneas repercute en la diversidad y abundancia de pastos marinos, como en el caso de Dzilam y Santa Clara en Yucatán, México donde se ha observado una zonación de especies respecto al gradiente de salinidad (Kantún-Manzano *et al.*, 2018).

La disponibilidad de oxígeno y nutrientes junto con la geomorfología y la hidrodinámica local también regulan el crecimiento y estabilización de los pastos marinos. La energía producida por el oleaje y las corrientes, regulan los flujos verticales y horizontales de salinidad, temperatura y afectan la movilidad de los sedimentos impactando turbidez y muchos otros aspectos de la existencia de los pastos marinos que, van desde la obtención de nutrientes de los sedimentos que colonizan, hasta aspectos reproductivos y estructurales (Koch *et al.*, 2006). Fonseca *et al.*, (2007) determinaron que el movimiento del agua, a diferencia de la captación de luz, es el mecanismo físico dominante responsable de la distribución, arreglo de los haces en las praderas, y afecta a las hojas, incluso a las fotosintéticamente activas ya que pueden dañarse o romperse en condiciones de tormentas frecuentes.

En términos generales una buena calidad del agua y el buen desarrollo de las praderas de pastos marinos se ve reflejado en su tasa de crecimiento y alta capacidad de resiliencia. Sin embargo, Van Katwijk *et al.*, (2021) mencionan que su capacidad de recuperación puede verse afectada por tres obstáculos clave: altos niveles de estrés (por ejemplo, inestabilidad de sedimentos), alta estocasticidad (dinámica del agua, tormentas) y fragmentación natural (p. ej., zonas más profundas, zonas dinámicas o desembocaduras de ríos turbios). Estos factores sumados al intenso impacto antrópico al que se han visto sometidos han provocado su declive a nivel mundial colocando a 22 de las 72 especies de pastos marinos en la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) bajo una categoría de especies en riesgo.

Distribución

Los pastos marinos cuentan con una distribución global y representan <2% de la superficie del océano, con una extensión de ~16,038,700 ha (Short *et al.*, 2007; McKenzie *et al.*, 2020). Se presentan en las costas templadas y tropicales de todo el mundo excepto en la Antártica (Fig. 2). Su distribución se subdivide en seis biorregiones: cuatro templadas y dos tropicales, donde hay aproximadamente el mismo número de géneros y especies de pastos marinos (Short *et al.*, 2007). Estimaciones recientes, bajo la aplicación de modelos predictivos sugieren que el bioma de pastos marinos podría ocupar hasta 164, 678, 800 ha, más del doble de las estimaciones globales anteriores. Sin embargo, esta estimación indica la distribución potencial y si todavía se registra la presencia de los pastos marinos en las áreas con registros previos, por lo tanto, deben validarse utilizando datos de distribución más recientes. Esta distribución geográfica potencial de los pastos marinos es solo en caso de que otras variables no limiten su ocurrencia (Jayatilake y Costello, 2018).

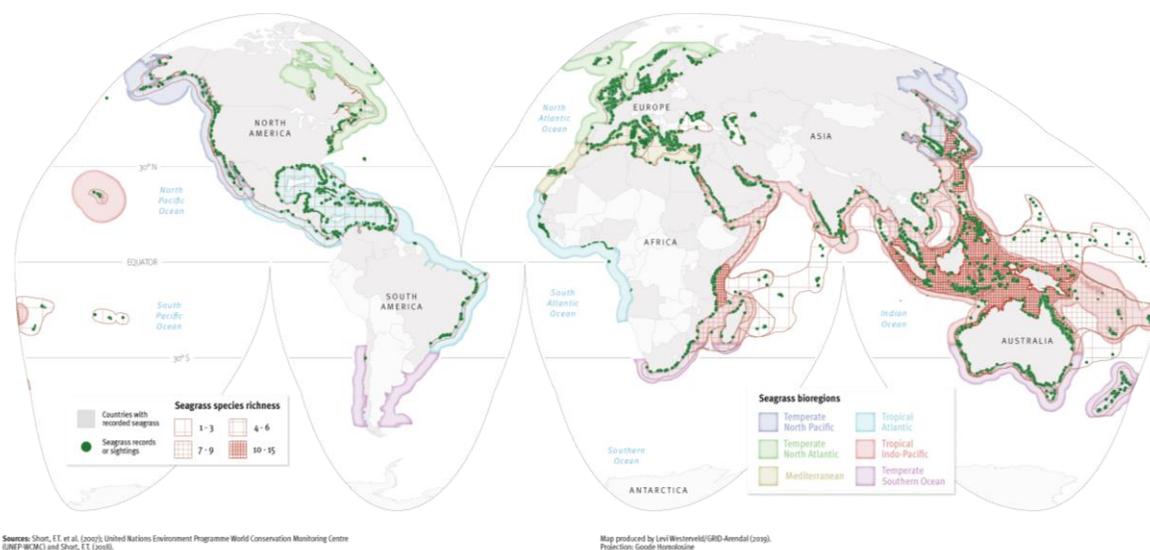


Figura 2.- Distribución global, riqueza de especies y biorregiones de pastos marinos. Tomado de Short *et al.*, (2007).

Actualmente México es el país con mayor extensión (km²) de pastos marinos por cada kilómetro de línea de costa a nivel mundial (McKenzie *et al.*, 2020). En esta región, se encuentran once especies de pastos marinos distribuidas en la región del Pacífico Norte, en el Golfo de México y el Caribe Mexicano (Fig. 3) cubriendo una extensión aérea entre 456,059-461,058 ha (CONABIO, 2018).

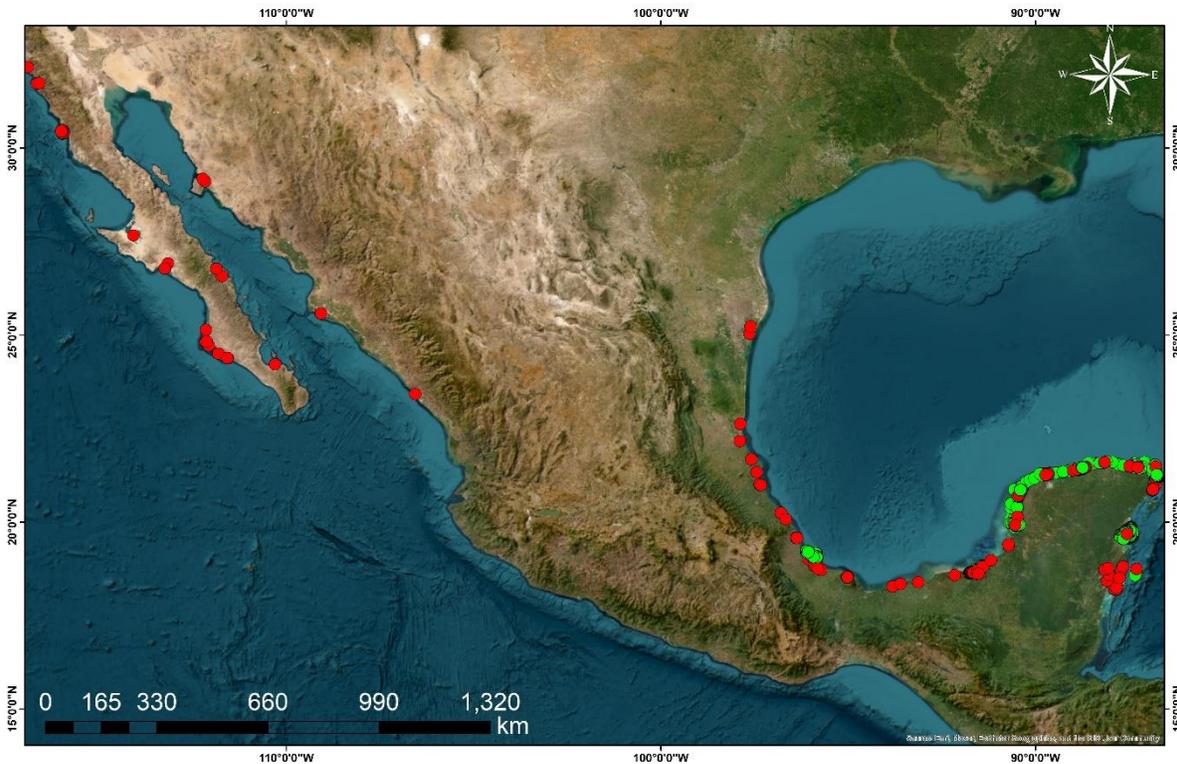


Figura 3.- Distribución de pastos marinos en México. Fuente: Base generada por el Laboratorio de Producción Primaria CINVESTAV-IPN, Mérida. Círculos verdes, datos colectados por el Laboratorio de Producción Primaria. Círculos rojos, fuentes bibliográficas.

Las especies *Halodule wrightii* y los géneros *Halophila sp.* y *Ruppia maritima* se distribuyen en todo el país, *Ruppia mexicana* es una especie endémica de la Península de Yucatán y se localiza en lagunas de la región (den Hartog *et al.*, 2017). En la zona subtropical del Golfo de México y el Caribe Mexicano *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* predominan siendo *Thalassia testudinum* la de mayor representatividad ya que su extensión abarca aproximadamente 400 km de costa en la Península de Yucatán (Hedley *et al.*, 2021).

La distribución de algunas especies se ve limitada por las condiciones climáticas. En las zonas de transición templadas subtropicales del Pacífico norte mexicano se encuentran las especies *Zostera marina*, *Phyllospadix torreyi* y *Phyllospadix scouleri*. En general, las especies de pastos marinos se distribuyen en zonas lagunares y costeras, esteros y ciénegas sobre sustratos rocosos, arenosos, limosos y calcáreos (CONABIO, 2018), con diferentes extensiones, coberturas, morfometría y densidad.

Las diferencias en las comunidades, extensión y características estructurales de los pastos marinos responden a estresores locales ocasionados por eventos tanto naturales como antrópicos (Cuevas *et al.*, 2021). Por ejemplo, se ha identificado disminución de las poblaciones de *Zostera marina* en algunas localidades del Pacífico norte mexicano ocasionado por factores antrópicos (López-Calderón *et al.* 2016). Los efectos de impacto por el turismo que modifica la calidad del agua han provocado cambios en la composición de la comunidad de pastos marinos en las costas de Q. Roo (Herrera-Silveira *et al.*, 2010; van Tussenbroek *et al.*, 2014). Actualmente existe incertidumbre sobre la extensión total de los pastos marinos en México, por lo tanto, no se conoce su estado de conservación actual y tendencias. Es importante considerar que los pastos marinos constituyen la base de muchos hábitats marinos ecológica y económicamente relevantes que brindan diversos servicios ambientales en todo el mundo y en las costas de México y su conservación y/o restauración debe estar entre las estrategias prioritarias de manejo en el país.

Importancia de los pastos marinos

Los pastos marinos son considerados ecosistemas altamente productivos debido a los servicios ecosistémicos (SE) que proveen. A la fecha, se han estimado 25 servicios ambientales proporcionados por los pastos marinos (Nordlund *et al.* 2016). Entre estos servicios destaca, la protección costera, conformación de zonas de refugio y hábitat para especies de alta relevancia económica y ecológica. Actúan como filtros de nutrientes y mejoran la calidad del agua e intervienen en los ciclos biogeoquímicos y la regulación de la concentración de CO₂ atmosférico.

A escala global, las praderas submarinas son consideradas guarderías marinas. Alrededor de 1/5 parte de las 25 principales pesquerías son sustentadas por este ecosistema (Unsworth *et al.*, 2019). Los pastos marinos, mantienen conectividad con manglares y arrecifes ya que, algunas especies transeúntes durante su etapa juvenil se establecen entre los pastos marinos para después, en su etapa adulta migrar a zonas arrecifales o rocosas. En zonas del Caribe se han registrado algunas especies de peces (*Scarus iseri*, *Archosargus rhomboidalis*, *Diapterus rhombeus*, *Eucinostomus gula*, *Lutjanus apodus*, *Ocyurus chrysurus*, *Ocyurus chrysurus*) que se encuentran en zonas de transición pasto marino-manglar, lo que resalta la importancia de la conectividad entre los ecosistemas costeros (Vaslet *et al.*, 2015). En praderas de *Thalassia testudinum*, en la laguna de Yum Balam ubicada en la costa norte de Q. Roo, se han identificado hasta 92 especies de peces juveniles y constituyen el 77.4% de la fauna total en el área (Ordoñez-López y García-Hernández, 2005). Pese a su importancia el papel enormemente significativo de los pastos marinos como guarderías y refugio no se refleja adecuadamente en la acción de gestión que se otorga a estos sistemas (Unsworth *et al.*, 2019).

Los pastos marinos son considerados como protectores de la zona costera ya que se ha estimado que reducen hasta el 70 % la energía de las olas cerca de la costa (Hansen y Reidenbach, 2012), promoviendo la sedimentación y disminuyendo la erosión de las costas. En los últimos diez años se ha producido un aumento significativo de publicaciones sobre el papel de los pastos marinos en la protección costera, el secuestro y almacenamiento de carbono y su función en la eliminación de nutrientes de la columna de agua. Desde el año 2000 se ha incrementado el número artículos sobre el papel de los pastos marinos en la protección costera con una tasa de incremento anual del 21 % (Ruiz-Frau *et al.*, 2017). Los trabajos sobre este tema se han centrado principalmente en los efectos de las praderas de pastos marinos atenuación de las olas (35% de las publicaciones) y amortiguación de la erosión de sedimentos (19 %) (Ruiz-Frau *et al.*, 2017).

Los estudios sobre la capacidad de los pastos marinos como sumidero de CO₂ se iniciaron en 1981 (Smith, 1981). Desde entonces, se ha observado un aumento en el número de publicaciones coincidiendo con la publicación de un informe histórico de las Naciones Unidas destacando el papel de los pastos marinos, las marismas de marea y los manglares que los autores denominaron hábitats de Carbono Azul (CA) (Nellemann *et al.*, 2009).

Hasta el momento el servicio que brindan como almacenes de carbono es cotizado en el mercado voluntario de carbono como “bonos de carbono” Los bonos de carbono son un método de compensación de emisiones de CO₂, que permiten tanto a empresas como a individuos reducir el impacto de su huella de carbono mediante el pago de los bonos de carbono. Estos representan que una tonelada de dióxido de carbono equivalente (ton de CO_{2eq}) fue absorbida o se evitó que se libere a la atmósfera por lo ecosistemas. Es decir, pueden o bien capturar 1 ton de ton CO_{2eq} de la atmósfera o evitar que 1 ton CO_{2eq} se libere. De acuerdo con un informe del Banco mundial, actualmente (2021) el precio del carbono promedio ronda los US\$ 2 por tonelada de CO₂ equivalente emitida. Sin embargo, según la Comisión Stern/Stiglitz, para alcanzar las metas actuales de descarbonización este debería subir a entre US\$ 50 y US\$ 100 ton CO_{2eq} en 2030. La relevancia económica de los ecosistemas de CA ha sido consecuencia de las grandes cantidades de CO₂ almacenadas en este ecosistema que representan casi el 18% del carbono orgánico en los océanos (McLeod *et al.*, 2011), por lo que, su participación en las estrategias de mitigación del Cambio Climático (CC) es de alta relevancia para la comunidad científica y tomadores de decisiones.

MARCO CONCEPTUAL

Ecosistemas de carbono azul

Evaluaciones en 2019 indican que las emisiones antropogénicas globales netas de GEI fueron de 59±6.6 Gt CO_{2-eq}, aproximadamente un 12% (6.5 Gt CO_{2-eq}) más que en 2010 y un 54% (21 Gt CO_{2-eq}) más que en 1990 (IPCC, 2022). La tasa anual promedio de emisiones ha incrementado, durante la década 2010-2019 fue de 9.1 Gt CO_{2-eq} a⁻¹ más que en 2000-2009.

Este es el mayor aumento registrado en las emisiones promedio por década. Se estima que durante los próximos veinte años podría existir un aumento de la temperatura media global de 1.5 °C que no podrá evitarse.

Dada la preocupación por el aceleramiento del CC, se creó el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), órgano internacional encargado de evaluar los conocimientos científicos relativos al CC. Fue establecido en 1988 por la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) para facilitar a las instancias normativas de evaluaciones periódicas sobre la base científica del CC, sus repercusiones y futuros riesgos, así como las opciones que existen para adaptarse al mismo y atenuar sus efectos.

Dentro de este contexto, se consideró categorizar a las especies de carbono dependiendo de su origen para mejorar las estimaciones y contribución por parte de los reservorios de carbono en el planeta. El carbono originado por la quema de combustibles fósiles se denominó carbono negro y se encuentra circundante en la atmósfera, el carbono verde es el carbono almacenado en ecosistemas terrestres como bosques y selvas, mientras que los almacenes de Carbono Azul (CA) son aquellos cuyo carbono es almacenado en el océano. Este término fue acuñado por Nellemann *et al.*, (2009) donde a través de una recopilación de diversos estudios demuestran que los pastos marinos, manglares y marismas son importantes almacenes de carbono orgánico (C_{org}) en biomasa y sedimentos marinos.

En 2013 el IPCC, proporcionó una guía metodológica para estimar las emisiones y remociones de CO_2 que llevan a cabo los ecosistemas de manglares, pastos marinos y marismas (Supplement to the 2006, Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi *et al.*, 2014). Estimaciones del carbono producido y que es enterrado en los sedimentos de los ecosistemas de CA son de aproximadamente 250 t C ha⁻¹ para marismas, 280 t C ha⁻¹ para manglares y 140 t C ha⁻¹ para praderas de pastos marinos. En

conjunto almacenan más de 30,000 Tg C en ~185 millones ha (Macreadie *et al.*, 2021), y representan alrededor del 50 % del carbono almacenado en los océanos.

Esta gran capacidad los convierte en un reservorio particularmente especial y relevante para la mitigación del cambio climático. Mcleod *et al.*, (2011) indicaron que los pastos marinos cuentan con la mayor tasa de acumulación de carbono sedimentario (44-112 Tg C a⁻¹) comparado con manglares y marismas (Tabla 1). Con esto, los pastos marinos se colocan como el ecosistema más eficiente en la capacidad de secuestro de C_{org}, incluso sus tasas de acumulación de C_{org} son mayores a lo reportado en suelos de ecosistemas terrestres (*ej.* Bosques boreales) (Tabla 1), (Mcleod *et al.*, 2011).

Las diferencias en las tasas de captura y secuestro de carbono se deben en parte, a los niveles de saturación de oxígeno. En suelos altos hay mayor concentración de oxígeno atmosférico generando la oxidación aeróbica microbiana del carbono y su liberación a la atmósfera, la cual bajo estas condiciones es muy rápida. En ecosistemas de CA, el suelo está saturado con agua que lo mantiene en un estado anaeróbico y aumenta constantemente en forma vertical a gran velocidad, lo que da lugar a una acumulación continua y almacenamiento de carbono a través del tiempo (Schlesinger y Lichter, 2001).

Tabla 1.- La extensión, almacén y las tasas de acumulación de C_{org} de los ecosistemas de CA. Modificada de Mcleod *et al.*, (2011) y Bridgham, (2014).

	Área Global (km ²)	Almacén de carbono por área (Mg C _{org} ha)	Tasa de acumulación por área (g C _{org} m ⁻² a ⁻¹)	Acumulación anual de carbono (rango) (Tg C _{org} a ⁻¹)
Pastos marinos	177,000- 60,000	140	138	48-112
Manglares	137,760- 152,361	864	226	31-34
Marismas	22,000- 400,000	162	216	87
Bosques Boreales	13,700 000			49.3

Los almacenes de carbono orgánico se encuentran regulados por los flujos verticales y horizontales que generan las fuerzas físicas y biológicas que inciden en la distribución temporal y espacial de las especies químicas (orgánicas e inorgánicas) derivadas de CO₂. Por ejemplo, el flujo generado por el transporte vertical (atmosfera-agua-sedimento) intervienen la actividad de microorganismos. A través de procesos de descomposición de materia orgánica bacterias remineralizan el C_{org} refractario a través de la respiración en CO₂. el transporte horizontal a través del flujo de materia orgánica o la erosión de los sedimentos generado por las corrientes, mareas y oleaje contribuyen en las emisiones de CO₂ debido a la erosión que se genera en los sedimentos superficiales. Otra manera de canalizar el C_{org} es a través de red trófica ya que los nutrientes de la planta que son consumidos a través de sus tejidos se transfieren en forma de energía a un nivel trófico más alto (consumidores secundarios).

Las emisiones de CO₂ se evalúan a escala ecosistémica mediante métodos indirectos, sin embargo, mediante métodos directos en laboratorio o con equipo especializado en campo se pueden evaluar las emisiones generadas por las plantas a una menor escala. En sedimentos, las fuentes principales de CO₂ son generadas por actividad microbiana mediante la descomposición de materia orgánica o en forma de metano en ambientes anóxicos. Los procesos de erosión por oleaje y corrientes remueven los sedimentos y los transportan hacia el océano profundo donde finalmente se acumulan son la principal fuente física de transporte de materia orgánica del mar (Mcleod *et al.*, 2011; Pendleton *et al.*, 2012).

El almacén de carbono en sedimentos de estos ecosistemas puede permanecer intacto durante décadas o milenios, siempre y cuando no sean perturbados. La pérdida de estos ecosistemas es inminente pero el grado de los impactos climáticos o antrópicos no son iguales, por lo tanto, la velocidad y extensión con la que están desapareciendo los pastos marinos y su función como reservorios de C_{org} no es la misma a escala global y regional.

La tasa de pérdida de extensión estimada para pastos marinos a nivel global desde 1990 equivale al 50% de su cobertura total y su tasa anual es de 7%. Esta tasa anual para manglares y marismas es de <3% (Macleod *et al.*, 2011). La desaparición de estos ecosistemas desprotege sus almacenes de carbono, lo cual repercutirá en emisiones de CO₂ de ~304 (141 - 466) Tg de dióxido de carbono equivalente (CO_{2eq}) por año (Fig. 4) (Macreadie *et al.*, 2021), lo que corresponde a 34,207,269,045 galones de gasolina consumidos en un año (IPCC 2006). Por esto su conservación y restauración debe ser una prioridad y considerada como urgencia mundial.

La restauración potencial de los ecosistemas de CA se ha estimado en el rango de 0.2-3.2 millones ha para marismas, 8.3 - 25.4 millones ha para pastos marinos y 9 -13 millones ha para manglares, lo que podría generar hasta 841 (621–1,064) Tg CO_{2eq} adicionales por año para 2030, que en conjunto ascienden al ~ 3% de las emisiones globales (basado en las emisiones anuales globales de combustibles fósiles de 2019 y 2020) (Macreadie *et al.*, 2021). Investigaciones recientes sugieren que la restauración de estos hábitats podría ofrecer hasta el 14% del potencial de mitigación de la acción climática oceánica necesaria para mantener la temperatura global a 2 °C por encima de los niveles preindustriales (IPCC, 2022).

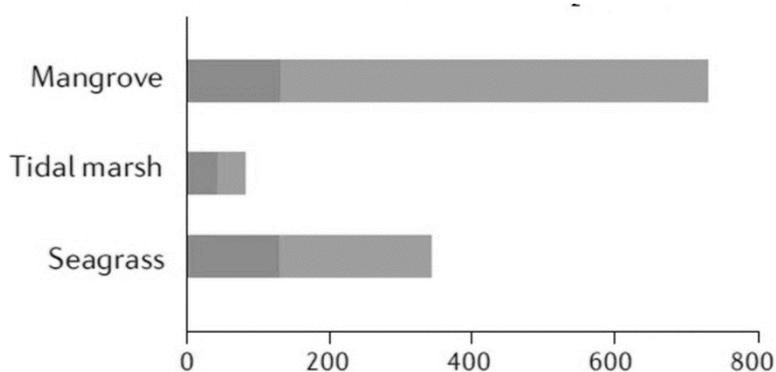


Figura 4.- Máximo potencial de mitigación de las emisiones evitadas debido a conservación (oscuro) y potencial máximo de mitigación de la restauración. Tomado de : Macreadie *et al.*, (2021).

Pastos marinos como almacén de carbono

Los pastos marinos, al ser productores primarios capturan el CO₂ por medio de la fotosíntesis y lo convierten en C_{org} como parte de su biomasa en forma de hojas, raíces y rizomas. La proporción de biomasa seca de estos ecosistemas es directamente proporcional al carbono capturado (29-36%) y varía entre especies. El carbono almacenado a escala global equivale a sólo el 2% (promedio global 2.5 Mg C_{org} ha⁻¹) del carbono que secuestran entre sedimentos y biomasa (Duarte y Chiscano, 1999; Fourqurean *et al.*, 2012b). La productividad neta de estos ecosistemas se ha calculado en 6.7 t C_{org} ha⁻¹ año⁻¹ mayor que lo estimado para los bosques de la Amazonia (Duarte y Chiscano, 1999, Duarte *et al.*, 2010), siendo así uno de los ecosistemas con alta contribución en la captura y almacén de CA (~10 %).

El carbono que se puede descomponer fácilmente a menudo se almacena porque se incorpora a sedimentos, donde las bajas concentraciones de oxígeno reducen las tasas de descomposición. Los pastos marinos tienen una tasa de descomposición menor (0.0107 g Ps día⁻¹) a lo reportado para fitoplancton y manglares con 0.0526 g Ps día⁻¹ y 0.082 g Ps día⁻¹, respectivamente (Enríquez *et al.*, 1993; Duarte y Chiscano, 1999), lo que favorece el almacenamiento de carbono durante décadas o milenios (Serrano *et al.*, 2012).

Los almacenes de carbono en biomasa de pastos marinos corresponden tan solo al 2% del almacén total, mientras que el 98% este se encuentra en el compartimento del sedimento con valores entre 139.7 Mg C_{org} ha⁻¹ y 194.2 Mg C_{org} ha⁻¹ con una tasa de acumulación mayor (27.4-44 Tg C_{org} a⁻¹) a lo reportado para bosques de manglar (17-23 Tg C_{org} a⁻¹) (Nelleman *et al.*, 2009; Fourqurean *et al.*, 2012b). Esto convierte a los pastos marinos como los ecosistemas más eficientes para la acumulación de CA en el mundo.

Fourqurean *et al.*, (2012), realizaron una recopilación de datos globales en 946 localidades distintas relacionados con el contenido de C_{org} de biomasa viva de pastos marinos y de los sedimentos asociados. Con este estudio se determinó que la distribución de los datos fue geográficamente sesgada debido a que la mayoría de los datos se centraban en América del Norte, Europa Occidental y Asia. Esta información resaltó la falta general de datos de muchas

regiones geográficas y para muchas especies de pastos marinos, especialmente en el Pacífico nororiental, Pacífico sureste, Pacífico occidental y el Atlántico Sur. Los autores resaltaron que la alta variabilidad en los almacenes de pastos marinos se debe a la contribución que tienen las praderas de *Posidonia oceanica* ya que es la especie más longeva con mayor carbono en biomasa ($7.29 \pm 1.52 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y en los sedimentos medidos en todo el mundo, provocando un desbalance en las estimaciones globales.

Datos recientes (2013-2022) recopilados en el presente estudio (n=49) (Fig. 5), muestran que se sigue observando un sesgo de información. Los estudios muestran un mayor número de publicaciones en regiones como Asia y Europa, sin embargo, se observa un incremento en los esfuerzos de investigación para Centroamérica-Caribe, particularmente en México (Fig. 5a). Las especies con mayor incidencia en los estudios de carbono son las pertenecientes a los géneros de *Zostera* y *Thalassia* (Fig. 5b), probablemente por su distribución y gran capacidad de resiliencia y almacén de C_{org} .

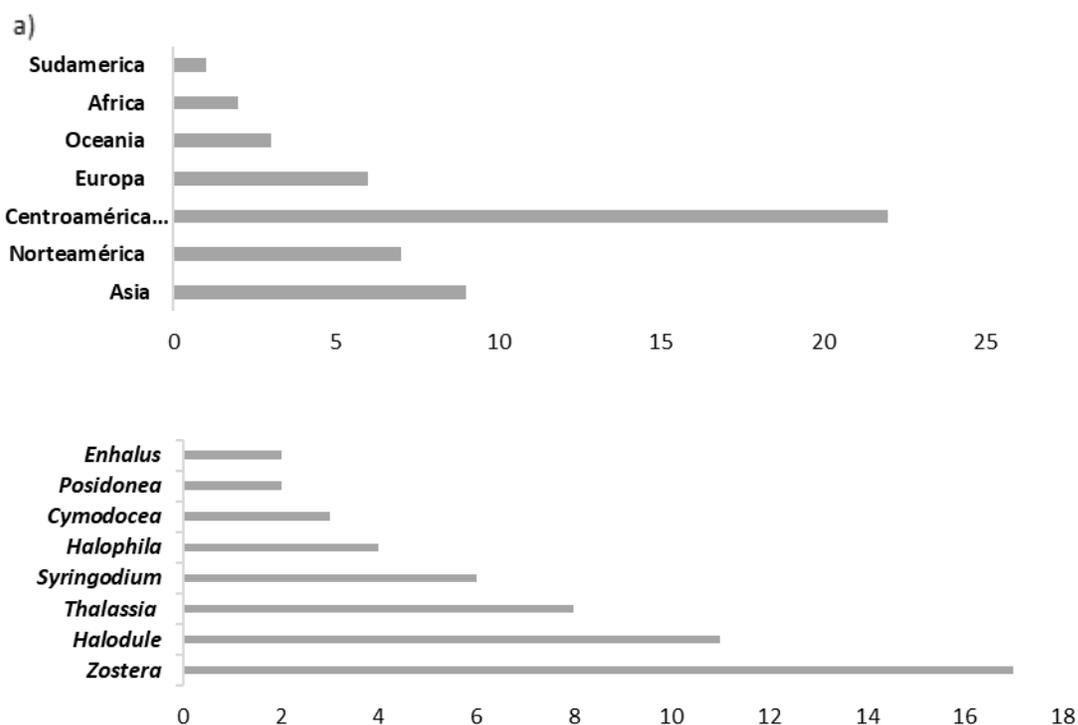


Figura 5.- Número de estudios de carbono. a) estudios de carbono por región, b) género de pastos marinos con estudios de carbono durante 2013 a 2022. La regionalización se basó en la clasificación de Short *et al.*, (2007).

Fuentes de carbono en sedimentos de pastos marinos

Los ecosistemas conectados ecológicamente se consideran más resilientes y eficientes en la mitigación del cambio climático almacenando mayores cantidades de C_{org} que los ecosistemas aislados. Recientemente, se ha desarrollado un creciente interés en el estudio de la conectividad entre los ecosistemas y el potencial de sus servicios ecosistémicos. Los bosques de pastos marinos también forman comunidades únicas en la franja costera, se encuentran en la interfaz de la tierra y el mar en regiones tropicales y subtropicales y es común observarlos junto a marismas y manglar, particularmente en latitudes templadas y subárticas, mientras que en zonas tropicales la interacción manglar-pastos marinos-coral predomina.

Manglares y pastos marinos presentan una estrecha relación principalmente porque su distribución geográfica es similar desde épocas geológicas. En consecuencia, es que estos hábitats mantienen una conectividad mediante el flujo de energía constante (fauna, nutrientes y biogeoquímica, hidrología e hidrodinámica), a menos que sea vea interrumpido por factores que modifican la geomorfología mediante fuentes de origen natural (*ej.* huracanes) o antrópico (desarrollo costero). El intercambio de energía se observa mediante la interacción manglar-pastos marinos. Esto, se ve influenciado por tres componentes principales, el intercambio de fauna, el flujo de nutrientes y la hidrodinámica que modifica las condiciones de conectividad (temperaturas, salinidades, y movimiento de agua), que a su vez resulta en una serie de procesos que involucra la variabilidad y dinámica de C_{org} y sus fuentes.

La variabilidad de las fuentes de carbono depende de la conectividad entre los ecosistemas, su estado de conservación, productividad, factores fisicoquímicos, la hidrología de la cuenca y la hidrodinámica local. La estructura y de las praderas de pastos marinos (extensión, cobertura, composición de especies y biomasa) juegan un papel relevante en la contribución de materia orgánica, retención de partículas y sedimentos actuando como fuente principal en zonas donde mantienen una alta complejidad estructural, que juegan un rol importante en la redistribución de fuentes alóctonas que generalmente provienen de la zona terrestre adyacente a la costa.

El carbono que se almacena en praderas de pastos marinos puede ser de origen autóctono (carbono de biomasa refractaria y detritos de pastos marinos) y representa entre 50 y 70% del total almacenado, mientras que el resto puede ser de origen alóctono (detritos de manglar, sestón o vegetación aledaña) que quedan incrustados en la matriz del suelo de pastos marinos (Gacia *et al.*, 2002; Kennedy *et al.*, 2010). Sin embargo, estas contribuciones suelen variar a escala regional y local ya que el grado de conectividad no es el mismo en todos los hábitats. La configuración del hábitat y la distancia entre ellos define este grado de conectividad ecosistémica (Dorenbosch *et al.*, 2007). Ricart *et al.*, (2020) identificaron que, en una zona estuarina de Australia, el C_{org} sedimentario de las praderas de pastos marinos provino principalmente de fuentes alóctonas (~70–90 %), mientras que la contribución de los pastos marinos fue baja (~10–30 %) en todo el estuario, en esta zona las especies de pastos marinos eran de tallas pequeñas y por lo general, las fuentes alóctonas predominan (Mazarrasa *et al.*, 2018).

La determinación de fuentes de carbono en los sedimentos puede ser utilizada en términos de manejo y como indicador de impactos antrópicos, por ejemplo, en Tanzania, Dahl *et al.*, (2022) determinaron que después de la reubicación de una salida de aguas residuales de Stone Town las condiciones de los pastos marinos y la capacidad su acumulación de C_{org} incremento. En contraste, en Mbweni las principales fuentes de carbono en el sedimento fueron relacionadas con el aumento de la escorrentía de C_{org} de manglares/material terrestre luego de la deforestación de manglares que se llevó a cabo en la localidad a partir de 2010. Este estudio ejemplifica dos vías diferentes por las cuales las actividades humanas terrestres pueden alterar la capacidad de almacenamiento de carbono de las praderas de pastos marinos (es decir, la gestión de desechos de aguas residuales y la deforestación de manglares).

Identificar las fuentes de carbono orgánico en sedimentos asociados a pastos marinos, resulta en mejores estimaciones sobre los almacenes de carbono en este ecosistema ya que reducen las incertidumbres en zonas donde hay conectividad o no. Pese a la importancia de este componente, en pocos estudios se han relacionado la conectividad de vegetación de dunas o

corales, incluso a nivel cuenca (Guerra-Vargas *et al.*, 2020; de Almeida *et al.*, 2022; Morales-Ojeda *et al.*, 2021), por lo tanto, se requiere prestar atención a estas interacciones ya que las estrategias de manejo integrado de ecosistemas podrían resultar en mejores resultados y manejo en términos de conservación.

Mecanismos de regulación de los almacenes de carbono

Los estudios de CA han explorado la variabilidad y los impulsores de la existencia de C_{org} del en sedimentos dentro de escalas espaciales restringidas de forma independiente (geomorfología o biorregión) (Lavery *et al.*, 2013; Serrano *et al.*, 2019; Ricart *et al.*, 2020). La variabilidad en el almacenamiento de carbono se ha atribuido a factores ambientales y relacionados con las plantas de pastos marinos (composición de especies, configuración de la pradera, gradiente de profundidad) (Mazarrasa *et al.*, 2018). Estos pueden ser a gran escala (global-regional) como son las características biogeográficas y climáticas o a pequeña escala (local) y unos pueden tener efectos positivos y negativos (Tabla. 2). A escala global, no todos los hábitats de pastos marinos tienen el mismo potencial para almacenar carbono. La latitud, el clima, la perturbación antrópica y las condiciones oceanográficas locales tienen una influencia en la estructura de la comunidad de pastos marinos y, por lo tanto, en sus almacenes y flujos de carbono (Mazarrasa *et al.*, 2018, 2021). En general las praderas costeras templadas dominadas por especies de talla grande contribuyen con el $72\pm 2\%$ del carbono almacenado en sedimentos mientras que, el carbono autóctono domina en las praderas formadas por especies pequeñas en zonas estuarinas templadas y tropicales ($64\pm 5\%$), pese a esta variación se ha identificado que los factores que regulan los almacenes de carbono se dan a escala local (Mazarrasa *et al.*, 2021).

A escala local, la medición de los factores estresantes de los pastos marinos es ignorado en el contexto de carbono azul. Estos regulan, la fisiología, crecimiento y desarrollo de las poblaciones de los pastos marinos. La respuesta de los pastos marinos para cualquier de los estresores que impacten directamente a; 1) disponibilidad de luz solar; 2) espacio/sustrato adecuado y 3) calidad del agua adecuada, puede desencadenar una serie de mecanismos de

respuesta sucesiva que, en casos extremos, pueden llevar a la extinción localizada de las comunidades de pastos marinos (Conolly *et al.*, 2018).

Los almacenes en sedimentos de los pastos marinos están dirigidos por variables sedimentológicas, tales como el tipo de grano, ritmos de sedimentación y aportes de materia orgánica (Serrano *et al.*, 2016) que a su vez son controlados por la hidrología e hidrodinámica de la cuenca (escorrentía de arroyos o canales en los sedimentos), la configuración del paisaje (Ricart *et al.*, 2017), el tamaño del parche de pradera (Oreska *et al.*, 2017), complejidad estructural de pastos marinos (Serrano *et al.*, 2016), tamaño y composición de la planta así como la comunidad microbiana. Estos últimos favorecen los procesos de remineralización y flujo de nutrientes en los sedimentos. Finalmente, la conectividad con otros ecosistemas como marismas, manglares y arrecifes coralinos e interacciones tróficas (ramoneo, fauna bentónica, epifitas) conforman dos elementos fundamentales, pero poco valorados en las mediciones de los almacenes de C_{org} y el transporte del mismo.

El riesgo actual al que se enfrentan los pastos marinos es principalmente originado por causas antrópicas como la modificación de la zona costera ya sea por dragados, relleno de playas, contaminación, turismo, granjas de cultivos extensivos etc., y causas de origen natural (cambio climático) particularmente el incremento de temperatura y nivel medio del mar, la frecuencia e intensidad de huracanes y florecimientos algales como los generados por dinoflagelados (Orth *et al.*, 2006). En algunas zonas los arribazones de sargazo se han convertido en un problema ambiental ya que se ha identificado que la descomposición de su biomasa genera un exceso de materia orgánica y lixiviados que afectan negativamente a los pastos marinos (van Tussenbroek *et al.* 2023). Estos cambios provocan que los pastos marinos modifiquen su distribución y abundancia, morfología, composición de especies e incluso sus las estrategias de reproducción para lograr así su supervivencia.

Es importante considerar que la presencia de los pastos marinos es un indicador de la calidad ambiental de la zona costera, además protegen las costas contra los huracanes reduciendo el impacto del oleaje (Terrados y Borum, 2004), sustentan las pesquerías y almacenan carbono

en forma de biomasa y en sedimentos. El monitoreo de estos ecosistemas y la generación de información sobre su variabilidad en el tiempo, así como las fuentes de impacto son necesarias para un mejor entendimiento de sus funciones, y permite mejorar las estrategias de conservación, que es primordial para los tomadores de decisiones y para que los servicios ecosistémicos no se vean reducidos o impactados e incluso sean mejor aprovechados bajo una regulación adecuada a nivel regional y estatal.

Tabla 2.-. Recopilación de impulsores y mecanismos bióticos y abióticos involucrados en la variación del almacenamiento de carbono orgánico (C_{org}) en el suelo de pastos marinos basado. Modificada de: Mazarrasa *et al.*, (2021).

Escala espacial	Factores de la variabilidad C_{org} en sedimentos	Mecanismo	Efecto en el almacén de C_{org}	Referencia	
Local	Propiedades de la pradera	Composición de especies	Determina la biomasa y la naturaleza refractaria de los desechos de pastos marinos. Mejora la sedimentación del C_{org} alóctono	Especies de talla grande favorece los almacenes	Serrano <i>et al.</i> 2019
		Profundidad del agua	Decrece la productividad de los pastos marinos debido a la irradiancia limitada. Puede reducir la exposición a la energía hidrodinámica y mejorar las condiciones deposicionales	↑↓	Serrano <i>et al.</i> 2014; Lavery <i>et al.</i> 2014; York <i>et al.</i> , 2018; Rohr <i>et al.</i> 2016; Samper-Villareal <i>et al.</i> 2016; Salinas <i>et al.</i> , 2020; Mayer 1994; Burdige 2007; Miyajima <i>et al.</i> 2017; Ricart <i>et al.</i> 2020; Kennedy <i>et al.</i> 2016
		Energía de la hidrodinámica	Favorece la exportación y erosión con el incremento de la energía	↓	
		Tamaño de grano de sedimento	Los sedimentos finos favorecen el contenido de C_{org} en el sedimento por el incremento de condiciones anóxicas y protege las partículas orgánicas de la mineralización por microorganismos	↑	
		C_{org} Alóctono	Incrementa la magnitud de los depósitos de C_{org} en el sedimento	↑	
Larga	Geomorfología del hábitat	Costa	Expuesta a la alta energía hidrodinámica favoreciendo la erosión y exportación.	↓	Carruthers <i>et al.</i> 2002, 2007
			En ambientes submareales arriba de los 40 m: la limitación de luz por la profundidad del agua	↓	Duarte, 1991
			Baja energía hidrodinámica del río y el flujo de marea: ambiente deposicional	↑	Depositional Environment
		Estuario	Zona intermareal de bajas profundidades: exposición a la radiación solar, desecación y altas temperaturas generando el potencial para una baja productividad	↓	Carruthers <i>et al.</i> 2002
			Sujeto a entradas terrígenas y antropogénicas: limitación de luz debido a la turbidez, alta acumulación de carbono alóctono y alta exposición a la contaminación	↑↓	Kilminster <i>et al.</i> 2015; Carruther <i>et al.</i> 2002,2007
Biorregión	Tropical vs Templado		Alta precipitación: Favorece al carbono alóctono y acumulación de sedimentos finos. Favorece la turbidez y la salinidad, comprometiendo la supervivencia y productividad de los pastos marinos	↑↓	Ridler <i>et al.</i> 2006; Chollet <i>et al.</i> 2007
			Alta temperatura: Mejora la remineralización de carbono orgánico	↓	Pedersen <i>et al.</i> 2011

	Alta radiación solar: Compensa la limitación de luz, favorece la productividad. Combinado con las altas temperaturas y exposición a la marea compromete la productividad y supervivencia	↑↓	Stapel <i>et al.</i> 1997
--	--	----	---------------------------

JUSTIFICACIÓN

En las costas, la red trófica depende del soporte que proporcionan los productores primarios, como los pastos marinos, ya que estos regulan los flujos y almacenes de carbono mediante el balance en la concentración de CO₂ en las costas, lo que permite la continuidad de la biodiversidad a través de la forma en que se canaliza el carbono (alimento, descomposición, exportación, disolución, asimilación, almacén). La degradación de los ecosistemas de pastos marinos mundialmente, ha sido atribuida al impacto antropogénico que genera la disminución de su cobertura y extensión, cambios en la composición de especies, y en muchas ocasiones su mortalidad y/o extinción. Esto tiene repercusiones en la diversidad de especies que dependen de la protección y alimento, que en conjunto brindan las hojas y raíces de los pastos marinos (Duarte, 2002; Orth *et al.*, 2006). Las raíces al ser removidas provocan la resuspensión de sedimento y por oxidación del carbono al tener contacto con el oxígeno del agua, por lo que pasa a ser una fuente de CO₂; esto podría tener repercusiones en los balances de CO₂ atmósfera-mar si su degradación no se detiene. Se estima que, en algunas regiones, la desaparición de pastos marinos es mayor al 50% (Waycott *et al.*, 2009).

En México, estudios han mostrado cambios y la desaparición de pastos marinos, pero pocos involucran los almacenes o flujos de carbono (López-Calderón y Riosmena-Rodríguez, 2010; Herrera-Silveira *et al.*, 2020). El estudio de los almacenes y flujos de carbono debe considerar la caracterización de la zona y su variación en la relación con los agentes hidrodinámicos (marea, corrientes, oleaje, etc.), fisicoquímicos (temperatura, salinidad), la composición química del agua, la actividad microbiana y el impacto antropogénico (Lovelock *et al.*, 2017). Es necesario obtener datos cuantitativos y realizar evaluaciones a escala local para determinar el estado actual de los ecosistemas de pastos marinos y su función como almacenes de

carbono, así como identificar los diversos agentes que propician el almacén y la exportación de carbono (Lovelock *et al.*, 2017).

Se han realizado estudios que miden el flujo de carbono en los ecosistemas de pastos marinos, pero pocos integran estos factores y muy pocos consideran la variabilidad temporal y espacial, y se basan en experimentos de laboratorio. Si estos estudios se realizan en campo (*in situ*) se pueden identificar zonas potenciales como sumideros y/o emisores de carbono que puedan integrarse en los inventarios nacionales de carbono y a su vez, incorporarse en planes de monitoreo, conservación y restauración (Cullen-Unsworth y Unsworth, 2018). Debido a esto, se plantea la siguiente propuesta para estudiar las características que componen la calidad de agua desde la perspectiva de estado trófico y de los sedimentos, así como la estructura de los pastos marinos y su relación con los almacenes de carbono en dos zonas con diferencias ambientales de la Península de Yucatán. La Reserva de la Biosfera los Petenes (RBLP) y Dzilam de Bravo. A partir de esto, se pretende dar respuesta a las siguientes interrogantes:

- ¿Qué variables de la calidad del agua e hidrodinámica, regulan la estructura (biomasa, cobertura, densidad) y morfometría de los pastos marinos en la RBLP y Dzilam de Bravo?
- ¿Los sedimentos asociados a praderas submarinas son zonas de acumulación de C_{org} alóctono o autóctono?, y ¿cuál es la magnitud del aporte de cada una de esas fuentes?
- ¿Cuáles son las principales variables ambientales, sedimentos y características estructurales (biomasa, densidad, morfometría, cobertura) de los pastos marinos que regulan los almacenes de carbono?

HIPÓTESIS

La magnitud de los almacenes de carbono en pastos marinos varía a escala regional (oeste y norte de la Península de Yucatán) y local (distancia a la costa). Numerosos factores tienen incidencia en la variabilidad de estos almacenes tales como la profundidad, la luz, la hidrodinámica, la calidad del agua, características de los sedimentos y las características intrínsecas de las praderas de pastos marinos (extensión, densidad, morfometría, biomasa, cobertura). Por lo tanto, se espera que las zonas con mejor calidad del agua, baja energía, mayor luz y mejor desarrollo de la comunidad de pastos marinos contengan mayores almacenes de carbono en biomasa viva y de origen autóctono en los sedimentos.

En zonas de mayor energía relacionadas con el oleaje y las corrientes, modifican las características estructurales (cobertura, densidad, biomasa) y morfométricas de los pastos marinos. En estas condiciones la comunidad pastos marinos se verá fragmentada, lo que se reflejará en menores almacenes de C_{org} aéreo y que en el sedimento se registren fuentes de origen alóctono.

OBJETIVO GENERAL

Determinar la magnitud y variabilidad espacial regional y local de los almacenes de carbono en pastos marinos en La Reserva de La Biosfera Los Petenes y Dzilam de Bravo, así como las fuentes de carbono en sedimentos superficiales. Además, se determinará la relación que tienen las características hidrodinámicas, hidrológicas, estructurales de los pastos marinos y del sedimento con la variabilidad de los almacenes de carbono local y regionalmente.

ÁREA GENERAL DE ESTUDIO

La península de Yucatán está localizada en el sureste del Golfo de México con una extensión de 365 km de largo, lo cual representa el 3.3% de la extensión costera total a nivel país. El patrón temporal está caracterizado por tres estaciones bien definidas: estación de secas (marzo a mayo); estación de lluvias (junio a octubre); y estación de frentes fríos (noviembre a febrero), referida en la región como “nortes”. La geología de la región se caracteriza por presentar calcitas y dolomitas altamente carstificadas lo cual contribuye a que la lluvia se infiltre en el acuífero que a través de una red de cuevas subterráneas y canales que desembocan en áreas costeras. En promedio la descarga de agua es de $8.6 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ km}^{-1} \text{ año}^{-1}$, en algunas playas arenosas se forman pequeños forúnculos de arena que indican la descarga de aguas subterráneas a nivel del mar (Hanshaw y Back, 1980).

La estructura y función de los ecosistemas costeros en el norte y oeste de la Península de Yucatán están influenciados por una persistente corriente que fluye hacia el Oeste ($\sim 0.15 \text{ m/s}$) que está principalmente influenciada por el viento local y en menor medida por la intensa corriente que cruza el canal de Yucatán y alimenta la corriente de Lazo (corriente de Yucatán). Por otro lado, el oleaje generado en el Golfo de México, tiene ángulos de incidencia abruptos que promueven el transporte de arena también hacia el oeste, controlando muchos de los procesos sedimentarios y morfológicos de la región. El presente estudio se centró en la Reserva de la Biosfera los Petenes (RBLP) y al norte de Yucatán en la localidad de Dzilam de Bravo (Fig. 6). Estas son dos zonas contrastantes en cuanto a las características de la vegetación acuática sumergida (extensión) y el grado de exposición a la hidrodinámica local.

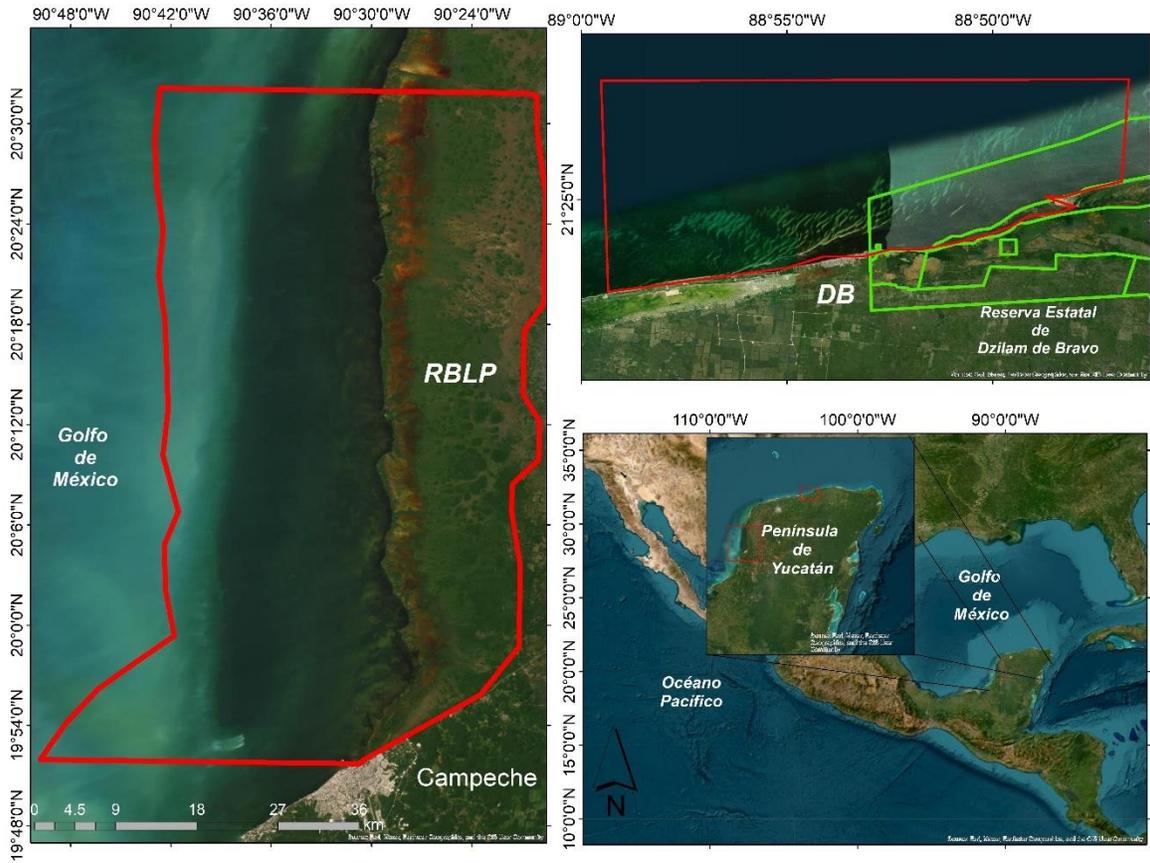


Figura 6.- Distribución de las áreas de estudio dentro la Península de Yucatán en las costas del Golfo de México. Reserva de la Biosfera de Los Petenes (RBLP), Dzilam de Bravo).

CAPÍTULO I. COMUNIDAD DE PASTOS MARINOS Y SU RELACIÓN CON LAS VARIABLES AMBIENTALES EN ZONAS CONTRASTANTES DE LA REGIÓN KÁRSTICA DEL GOLFO DE MÉXICO

INTRODUCCIÓN

En su hábitat, los pastos marinos presentan funciones fisiológicas (fotosíntesis, regulación de nutrientes) y estructurales, que les permite proporcionar los servicios ecosistémicos que se conocen actualmente. Estructuralmente, cuentan con un sistema de raíces y rizomas que se encuentran debajo del sustrato sujetos al sedimento, por lo que, retienen las partículas del sedimento y disminuyen la resuspensión de estas mejorando la claridad del agua. Los haces y hojas se proyectan por encima de la superficie del fondo sedimentario, igualmente contribuyen en la retención de partículas, son guarida y sustrato para una gran diversidad de fauna y epifitos. Morfológica y dimensionalmente los pastos marinos difieren entre y dentro de las especies, así como en la densidad y la disposición espacial de brotes y hojas (Fonseca *et al.*, 1982; Abdelrhman, 2003).

La relación entre los parámetros de calidad del agua comúnmente medidos (temperatura, salinidad, luz, nutrientes), como la concentración de clorofila y la turbidez, se han utilizado para definir los límites de calidad del agua para la supervivencia de la vegetación acuática sumergida (VAS). Debido a sus extensas raíces y rizomas subterráneos, los pastos marinos tienen uno de los requisitos de luz más altos de todas las plantas, requiriendo del 10 al 30% de la luz solar incidente en toda la superficie (Duarte, 1991b).

Las características físicas, como la dinámica del agua, la profundidad, granulometría y contenido de materia orgánica en los sedimentos, inciden directamente en la composición y estructura fenológica de las praderas (Phillips y Meñez, 1988). La hidrodinámica local, regula la existencia de las praderas submarinas y estas a su vez interaccionan con el oleaje ya que atenúan y disipan la energía contenida en el oleaje y las corrientes.

La mayor parte de la energía del oleaje se disipa, cuando la ola rompe por efectos de la profundidad. Este fenómeno genera otros procesos, como la turbulencia, corrientes, transporte de sedimentos, y todo esto implica algunos cambios morfológicos en las playas y por ende en la producción de los patrones de paisaje y el crecimiento de las hojas de los pastos marinos (Fonseca y Bell, 1998). La respuesta de los pastos marinos a cualquier impulsor de estrés no siempre puede ser determinada a priori ya que, diferentes elementos intrínsecos a la especie reaccionan a ritmos distintos (respuesta fisiológica, morfológica y poblacional). La respuesta de los pastos marinos para cualquier de los estresores que impacten directamente a: 1) disponibilidad de luz solar; 2) espacio/sustrato adecuado; y 3) calidad del agua adecuada, puede desencadenar una serie de mecanismos de respuesta sucesiva. En casos extremos, pueden llevar a la extinción localizada de las comunidades de pastos marinos (Conolly *et al.*, 2018). La identificación de un estado de estrés en una pradera submarina podría no ser obvia o inmediata cuando se ha limitado la incidencia de luz en los pastos marinos, a diferencia de lo que se podría observar en un impacto físico-mecánico (*ej.* transporte marino, dragado). Los impactos físico-mecánicos son recurrentes en zonas costeras con alto impacto antrópico, donde el daño de las hélices de las embarcaciones provoca rupturas de hojas, desprendimiento de haces, resuspensión de sedimentos, fragmentación de las praderas e incluso remplazamiento de espacio ocupado por pastos marinos por macroalgas (Abadie *et al.*, 2019). Además, las descargas de aguas residuales no tratadas que desembocan en zonas de baja recirculación del agua costero-marina y la acumulación de nutrientes pueden causar eutrofización y pérdida de los servicios ecosistémicos de los pastos marinos (Dahl, 2022). En este sentido, las praderas de pastos marinos que se encuentran sometidas a diversas fuentes de estrés, y deben ser monitoreadas mediante los indicadores que moderan la calidad del agua (*ej.* luz, nutrientes, temperatura, salinidad) y la estructura de los pastos marinos (*ej.* cobertura, densidad, biomasa, morfometría) en una localidad.

JUSTIFICACIÓN

El principal cambio en la calidad del agua ha sido por influencia antrópica ocasionando un aumento en la carga de nutrientes en la zona costera, lo que ha causado la eutrofización de muchos estuarios y áreas marinas costeras (Fourqurean *et al.*, 2003). Los cambios en la salinidad generada por la alteración humana del flujo de agua o la influencia de aguas subterráneas en un estuario también pueden provocar cambios en la estructura de las comunidades de vegetación acuática sumergida (composición de especies y la biomasa) (Kantun-Manzano *et al.*, 2018). Debido a la reconocida importancia ecológica de los lechos de vegetación acuática sumergida, es indispensable identificar la condición de las praderas y la calidad del agua en la que se encuentran, esto como línea base para reconocer a través de estrategias de monitoreo, las potenciales fuentes de cambio y alteración de la comunidad de pastos marinos, así como definir la tendencia y tomar medidas de manejo eficientes.

HIPOTESIS

Bajo la premisa de que los ecosistemas saludables presentarán características estructurales de la vegetación más desarrolladas (biomasa, morfometría, cobertura, densidad, extensión), se asume una relación entre una buena condición del agua y la hidrodinámica local con energía moderada.

OBJETIVO GENERAL

Determinar la estructura de las praderas de pastos marinos de zonas de la misma región kárstica del Golfo de México, y la relación que tiene con la hidrología de cada sitio (hidrodinámica y calidad del agua).

OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar la calidad del agua (físicoquímicos, nutrientes, hidrodinámica, estado trófico) en las zonas de estudio.
- Estimar la extensión de las praderas de pastos marinos en la RBLP y en Dzilam.
- Identificar las diferencias en las características de estructura de las praderas (morfometría, biomasa aérea, biomasa subterránea) de los pastos marinos entre sitios analizados (escala regional) y en un gradiente de profundidad del agua (1- 5 m) (escala local).
- -Identificar las condiciones hidrodinámicas y de la calidad del agua que influyen en la estructura de los pastos marinos.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se centró en dos localidades (RBLP y Dzilam de Bravo) del Golfo de México (GM) (Fig. 7). El GM está comunicado con el mar Caribe a través del canal de Yucatán, el cual se localiza entre la península de Yucatán y Cuba. Tiene una profundidad máxima de 2000 m (Candela *et al.*, 2019). Esta región es micromareal, con un rango de marea (distancia vertical entre el nivel de la marea alta y de la marea baja) de aproximadamente 0.7 m , . Esta región también recibe el impacto generado por los llamados nortes asociados a la intrusión hacia el GM de frentes fríos (sistemas de alta presión) provenientes del norte, que generan vientos intensos. Cada año ocurren más de 30 eventos de este tipo teniendo un impacto importante en la circulación sobre las plataformas continentales y generando oleaje intenso (Mateos-Jasso *et al.*, 2012). La salinidad en el GM muestra marcadas variaciones tanto espaciales como estacionales. En las zonas costeras del norte de la península se observan bajas salinidades asociadas a las descargas submarinas del

acuífero y de algunas lagunas, ya que la interacción entre las aguas continentales y marinas ocasiona un descenso en la salinidad (De Lanza-Espino y Gómez-Rojas, 2004). Por otro lado, durante la época de secas (primavera) existen notorios incrementos en salinidad por efectos de evaporación. En el Golfo de México se observan zonas contrastantes tanto en su geomorfología y las influencias de aguas subterráneas, así como las características de la calidad del agua y vegetación.

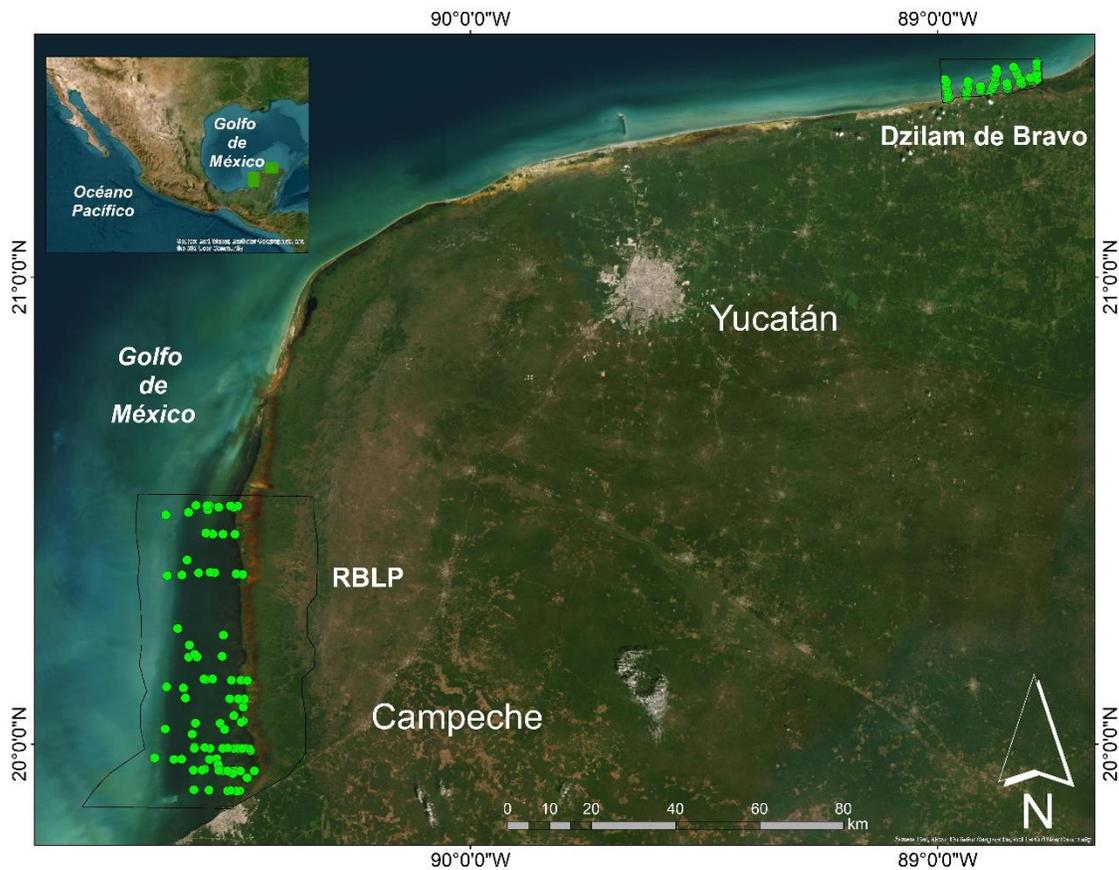


Figura 7.- Distribución de las estaciones de muestreo en la RBLP y Dzilam de Bravo.

Reserva de la Biosfera Los Petenes

El estado de Campeche conserva una de las áreas más importantes de México debido a la diversidad de flora y fauna que alberga conocida como la Reserva de la Biosfera los Petenes (Fig. 8), la cual se extiende del norte del río Champotón hasta el estero de Celestún, en la región hidrológica No. 32, pertenece a la Cuenca Hidrológica Yucatán Norte, abarcando los municipios de Campeche, Tenabo, Hecelchakán y Calkiní. En la región, la época de secas abarca de noviembre a abril y la época de lluvias, de mayo a octubre (CONANP, 2006). La temperatura media anual se encuentra entre los 26 y 28 °C mientras que la precipitación total anual oscila entre 1,000 y 1,200 mm (Gray y Palacios-Ríos, 1996). La marea en esta zona es tipo mixta predominantemente diurna (Arriaga *et al.*, 2000; CONABIO, 2006).

El patrón geológico dominante y basamento de estructura topográfica de la Reserva de la Biosfera Los Petenes está conformado por una plataforma de potentes estratos de rocas carbonatadas ligeramente basculados de sur a norte. La topografía tiene poco contraste en altitud y carece de una red fluvial superficial. En esta zona se ha registrado la presencia de tres especies de pastos marinos (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*).



Figura 8.- Praderas de *Thalassia testudinum* en la Reserva de la Biosfera los Petenes, Campeche México. Fotos: Tania Cota.

Dzilam de Bravo

Dzilam de Bravo se localiza en la zona costera al norte de la Península de Yucatán (Fig. 9), una zona con alto flujo de agua proveniente del continente la cual tiene una gran influencia de aguas de origen freático debido a la infiltración de agua dulce la cual contiene altas concentraciones de nitrato y silicatos. Además, se caracteriza por presentar extensiones de arenales que forman dunas submarinas bien estructuradas y sobresalientes que miden entre 0.84 y 2.28 m de altura. En su composición granulométrica domina el sedimento superficial del tipo arena media (Cuevas *et al.*, 2013).

El oleaje en esta localidad suele ser reducido (menor a 1m de altura) lo que ha propiciado se den procesos de asolvamiento y formación de bajos, frente al puerto existen descarga que tienen influencia en la dinámica del agua y probablemente en la distribución y abundancia de las praderas de pastos marinos. En esta localidad se distribuyen tres especies de pastos marinos (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*) que ecológicamente constituyen un criadero, zona de alimentación y reproducción para una gran variedad de especies de valor económico (camarón, jaiba, mero, huachinango, pulpo, langosta, entre otras especies. La población se dedica totalmente a la pesca, aunque recientemente han iniciado proporcionando servicios de turismo ecológico (Ortega-Olmos, 2016).



Figura 9.- Puerto de desembarque y praderas mixtas en Dzilam de Bravo, Yucatán México. Fotos: Tania Cota.

MATERIAL Y MÉTODOS

Diseño de muestreo

Se realizaron dos visitas a la RBLP durante los meses de mayo y agosto de (2017 y 2018) y en julio para Dzilam de Bravo (2018). Se consideró un polígono de 181,991 ha en la RBLP donde se seleccionaron 86 estaciones y Dzilam con 55 estaciones en un área de 16, 309 ha (Fig. 10). Las estaciones se distribuyeron en transectos perpendiculares a la costa considerando un gradiente de profundidad del agua de 1 a 5 m. Las estaciones fueron seleccionadas a partir una clasificación no supervisada de imágenes satelitales de alta resolución Sentinel 2A, que tiene un tamaño de píxel de 10 m y una resolución radiométrica de 12 bits (Agencia Espacial Europea, 2018).

Para la RBLP se utilizó una imagen que corresponde al 8 de mayo de 2017 (Ruta/Fila: 21/46) mientras que, para Dzilam se realizó un mosaico de dos imágenes Sentinel 2A que corresponden a mayo de 2018. Las imágenes fueron corregidas radiométrica y atmosféricamente mediante el método DOS-Sustracción de objetos oscuros (Chavez Jr, 1988) con la herramienta Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) del software Qgis. A partir de esta imagen Sentinel 2 radiométricamente corregida, se evaluó el comportamiento espectral de cada píxel del fondo en las bandas del espectro visible. Las coberturas fueron definidas mediante un algoritmo de agrupación Isodata (Interactive Self-Organizing Data Analysis Algorithm) para representar al mayor número de clases espectrales del fondo marino y su supervisión posteriormente. Una vez que esta composición de imagen fue obtenida se realizó un enmascaramiento de la tierra para reducir el sesgo de la clasificación.

La clasificación supervisada se realizó con las verificaciones de campo considerando los datos del presente estudio (caracterización de pastos marinos) y registros previos (Palafox-Juárez *et al.*, 2017; Pérez-Espinosa *et al.*, 2019) con un total de 117 sitios en la RBLP y 86 en Dzilam. El método de clasificación supervisada utilizado fue el de máxima verosimilitud el cual asume que los datos siguen una función de distribución normal para asignar la probabilidad de que un píxel cualquiera pertenezca a cada una de las clases. El píxel se asigna

de este modo a la clase a la que es más probable que pertenezca, la precisión de la clasificación se determinó con el estadístico Kappa que mide el nivel de concordancia entre las clases (Song *et al.*, 2001). La denominación de las clases se realizó mediante un análisis de similitud considerando el índice de Bray-Curtis al 80% (ANEXOS), estas se definieron considerando cada estación con datos de profundidad, el porcentaje de cobertura de pastos marinos, macroalgas y arenales, así como las características intrínsecas de las praderas (densas o ralas, mixtas o monoespecíficas) para cada localidad.

Para la RBLP se definieron praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum* (TtMa), praderas mixtas de pastos marinos (*T. testudinum*, *S. filiforme*, *H. wrightii*) con macroalgas (MxMa), praderas mixtas dominadas por *Syringodium filiforme* (MxSf), y áreas dominadas por *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum* (SfTt). En esta última clase, solo se encontró una muestra con *H. wrightii*. En la zona de Dzilam se definieron cinco clases, praderas mixtas (*T.testudinum*, *S. filiforme*, *H. wrightii*) con macroalgas (MxMa), praderas mixtas con macroalgas y arenales (MxMaS), Praderas mixtas (Mx), Zonas de arenales con macroalgas (SMA) y zonas con sustrato consolidado y macroalgas (CMA), en estas dos últimas sólo se realizaron verificaciones visuales.

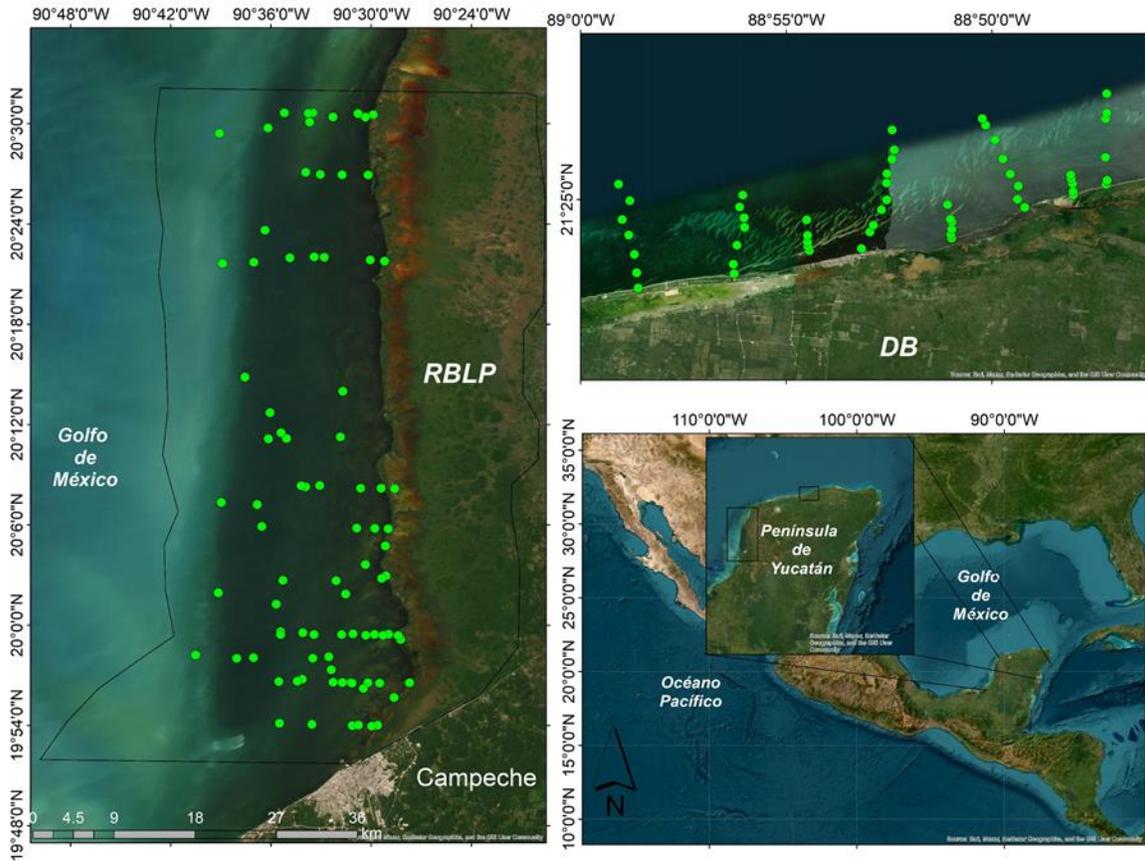


Figura 10.- Distribución de las estaciones de muestreo en la Reserva de la Biosfera los Petenes (RBLP) n=86 y Dzilam de Bravo (DB) n=55.

TRABAJO EN CAMPO

Calidad de agua

Para evaluar la calidad del agua, se realizaron medidas *in situ* de parámetros como la profundidad del agua utilizando un profundímetro portátil HONDEX PS-7 y se obtuvieron datos de luz incidente (%) mediante un sensor esférico LI-250A, haciendo medidas cada 50 cm de profundidad a través de toda la columna de agua (Fig. 11a). De la columna de agua en la superficie y fondo se tomaron datos fisicoquímicos: temperatura (°C), salinidad (ups) y oxígeno disuelto (OD mgL⁻¹) por medio de un multiparámetro YSI-2030 (Fig. 11b).

Con una botella tipo Van Dorn se colectaron muestras para análisis de nutrientes inorgánicos disueltos en la columna de agua entre las praderas de pastos marinos (RBLP $n=79$; Dzilam $n=46$) (Fig. 10 c). Se filtraron las muestras de agua conservadas en frío, dependiendo de la muestra se filtró entre 100 ml (nutrientes) y 1000 ml de agua para clorofila-*a* través de filtros de membrana Millipore con un tamaño de poro de 0.45μ utilizando un sistema de filtración al vacío con bomba. El agua filtrada para el análisis de nutrientes inorgánicos se guardó en botellas de plástico previamente lavadas con ácido débil y enjuagadas con agua desionizada las cuales fueron transportadas en frío al laboratorio. La membrana para la determinación de la clorofila-*a* fue envuelta en papel aluminio.

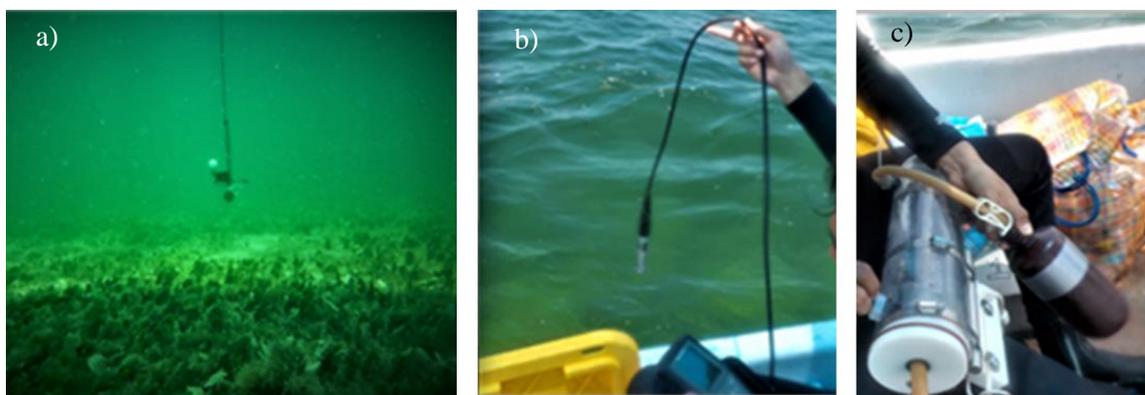


Figura 11.- Toma de parámetros en la columna de agua: a) medidas de incidencia de luz.; b) toma de datos fisicoquímicos; c) colecta de muestras de agua.

Caracterización de la comunidad de pastos marinos

La caracterización de las praderas de pastos marinos mediante equipo de buceo autónomo (SCUBA), consistió en la determinación de cobertura en cada estación por medio de cuadrantes de 1 m^2 establecidos aleatoriamente utilizando el método estándar de Seagrass-Watch (McKenzie, 2003) (Fig. 12a, b). En estas estaciones se colectaron muestras de biomasa de pastos marinos (haces: hojas, rizomas y raíces) por el método de cosecha en pie utilizando un nucleador acerrado de 15 cm de diámetro (CARICOMP, 2001) (Fig. 12c,d). Estas muestras fueron colocadas en bolsas de plástico, etiquetadas y preservadas en refrigeración.



Figura 12.- Caracterización de pastos marinos. a) toma de datos de cobertura por medio del cuadrante, b) cuadrante de 1 m²; c) colecta de muestras de pastos marinos con nucleador, d) nucleador de PVC.

TRABAJO EN LABORATORIO

Calidad de agua

Para determinar la concentración de Clorofila *a* (C_{la}) se filtraron al vacío 1000 ml de agua colectada previamente (Fig. 13a, b) utilizando filtros de nitrocelulosa Millipore® de 25 mm de diámetro y una apertura de poro de 0.45 µm (Fig. 13c). Las muestras se introdujeron en acetona grado HPLC al 90% para extracción de la C_{la} (Fig. 13d).

La cuantificación de *Chl a* se realizó siguiendo el método tricromático propuesto por Jeffrey y Humphrey (1975) mediante espectrofotometría con un equipo Cary 60 (Agilent Technologies) equipado con UV/VS. Las lecturas se realizaron en celdas de cuarzo de 1 cm paso de luz considerando los picos espectrales de longitud de onda (750, 664, 647 y 630 nm).

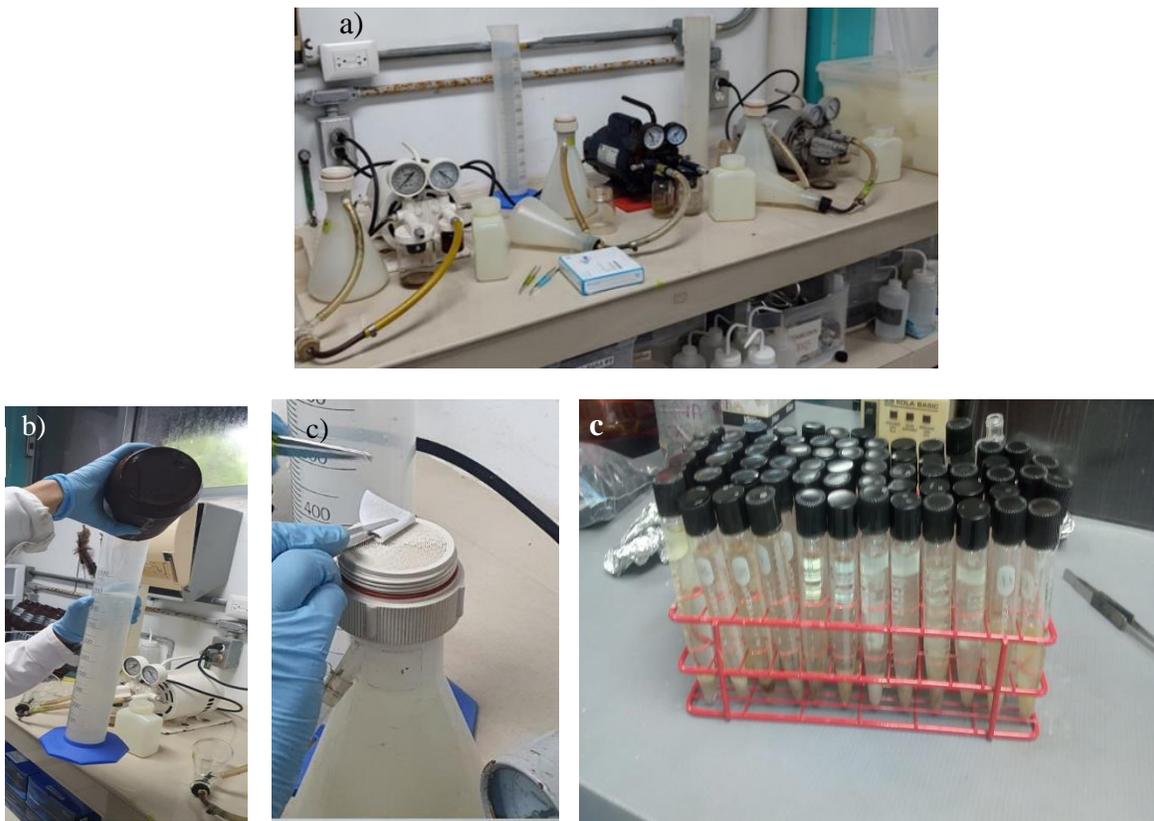


Figura 13.- Extracción de clorofila-a. a) Equipo de filtrado con bomba de vacío; b) Filtrado de las muestras almacenada en una botella ámbar de alta densidad; c) Filtro de nitrocelulosa, e) Muestras en acetona para análisis de *Chl a*.

Determinación de nutrientes

El análisis de nutrientes del agua se realizó empleando técnicas colorimétricas siguiendo (Parson *et al.*, 1984). El nitrógeno se determinó como NO_2^- por el método de la sulfanilamida en y N-naftil en medio ácido, los NO_3^- como reducción del NO_2^- y después de pasar la muestra a través de una columna de Cd-Cu (Fig. 14 a, b) La concentración de los nutrientes se realizó mediante un espectrofotómetro Agilent Cary 60 (*Agilent Technologies*). Los nutrientes analizados fueron nitratos + nitritos ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), fosfato reactivo soluble (FRS), amonio (NH_4^+), y silicato reactivo soluble (SRS).

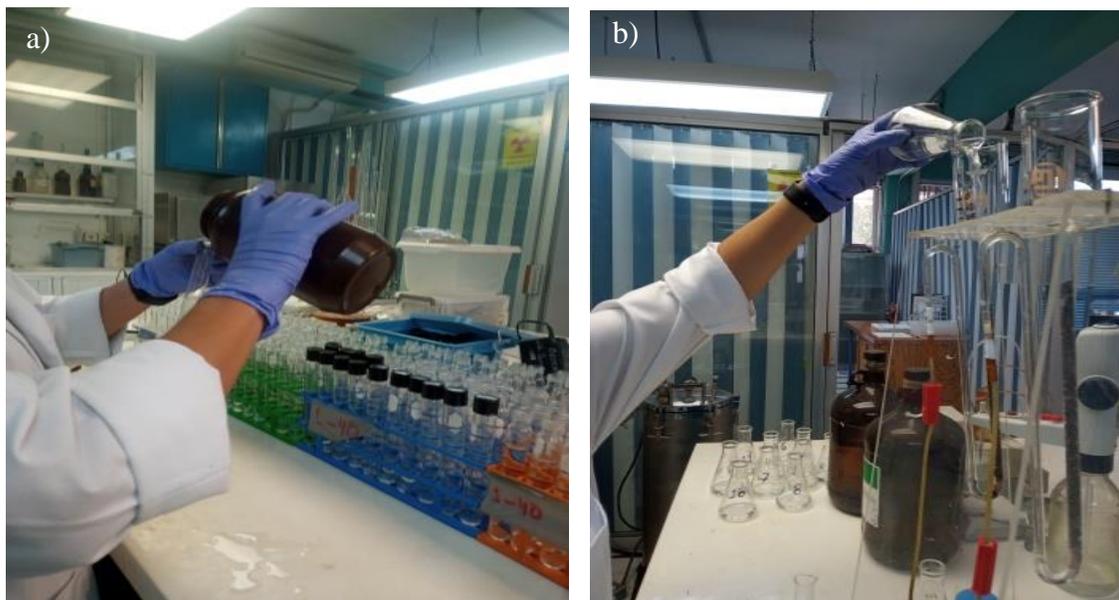


Figura 14.- Análisis de Nutrientes. a) Adición de reactivos, b) Reducción de Nitratos por columna de Cadmio.

TRIX

Para determinar el estado trófico del agua se utilizó el Índice del Estado Trófico (TRIX), que permite estimar el grado de deterioro en que se encontraba el área de estudio. Para el cálculo del TRIX fueron utilizadas las variables: Oxígeno Disuelto, Clorofila-a, Nitrito+ Nitrato, Amonio y Fosfato, que han sido reportadas como las más importantes para identificar el estado trófico de ecosistemas costeros (Moncheva *et al.*, 2002).

El índice TRIX se determina de acuerdo con la ecuación propuesta por Vollenweider *et al.* (1998).

$$TRIX = \frac{[\log(Cla * |OD \%| * NID * P) + k]}{m}$$

Donde:

P: Fósforo reactivo soluble [μL^{-1}]

NID: Nitrógeno inorgánico disuelto ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) [$\mu\text{g l}^{-1}$]

Cl a : Clorofila - α [$\mu\text{g l}^{-1}$]

OD %: Desviación absoluta en % de la saturación de oxígeno (100 - OD%)

Los coeficientes $k=1.5$ y $m=1.2$ son valores para escalar y fijar el valor límite inferior del índice colocando la longitud de la escala trófica entre dos y ocho (Tabla 3)

Tabla 3.- Clasificación general del TRIX (Penna *et al.*, 2004).

VALOR DEL TRIX	SIGNIFICADO AMBIENTAL	NIVEL DE ESTADO TRÓFICO	CONDICIÓN	CARACTERÍSTICA DEL AGUA
2-4	Producción baja	Oligotrófico	Alta	Producción baja, nivel trófico bajo
4-5	Producción moderada	Mesotrófico	Buena	Moderadamente productiva, nivel trófico medio
5-6	Entre moderado y producción alta	Eutrófico	Mala	Entre moderada y alta en cuanto a productividad
6-8	Producción alta	Hipertrófico	Pobre	Altamente productiva, nivel trófico más alto.

Caracterización de la comunidad de pastos marinos

En laboratorio, las muestras de biomasa se limpiaron con agua dulce, se removieron epifitos incrustantes de las hojas (Fig. 15a). La densidad de haces fue determinada contabilizando los haces de cada especie contenidas en las muestras debido a la alta densidad que presentaban en el cuadrante (Fig. 15b). Las variables específicas morfométricas de haz evaluadas fueron, el largo máximo de las hojas de cada especie (cm) (Fig. 15c) y el ancho de la hoja (cm) (Fig. 15 d), número de hojas por haz (sólo para *T. testudinum*) (Fig. 14 e), además se determinó el Índice de Área Foliar para esta especie (Bulthuis, 1990). Una vez limpias y medidas las muestras se subdividieron en dos componentes aéreo (hojas) y subterráneo (rizomas y raíces) (Fig. 16 a, b) y se secaron a 70 °C hasta obtener un peso constante (Fig. 16 c,d).



Figura 15.- Caracterización de pastos marinos. a) Limpieza de muestras, b) Separación de haces, c) Medición de largo de la hoja, d) Medición del ancho de las hojas, e) Número de hojas por haz.



Figura 16.- Preparación de muestras. a) haces y hojas de *T. testudinum*, b) raíces y rizomas de *T. testudinum*. c) peso seco biomasa aérea, d) peso seco de biomasa subterránea.

Hidrodinámica y análisis de datos

La caracterización del oleaje de ambos sitios se obtuvo a partir de datos descargados del Observatorio costero de la Universidad Autónoma de México (<http://observatoriocostero.iingen.unam.mx/web/Oleaje.php>), estos datos corresponden a nodos distribuidos en profundidades de 5 m en la localidad de la RBLP y Dzilam (Fig. 17), con información de altura significativa de ola (H_s), período pico espectral (T_p) en un periodo de 29 años (31/12/1979 - 01/01/2008). Los datos de corrientes corresponden a la serie temporal de cuatro años (2015-2018), que contienen datos de velocidad y dirección de las corrientes. Estos datos se descargaron de la plataforma <https://www.hycom.org/>, y través del modelo el Hybrid Coordinate Ocean Model (HYCOM) del Golfo de México con el producto GOMI0.04/expt_32.5 con resolución ~ 3.5 km (intervalos de 1 hora), se logró estimar la magnitud de las corrientes en cada sitio. En cada punto se calcularon la magnitud de las corrientes ($|U|$) a partir de las componentes zonal (U) y meridional (V) de la velocidad.

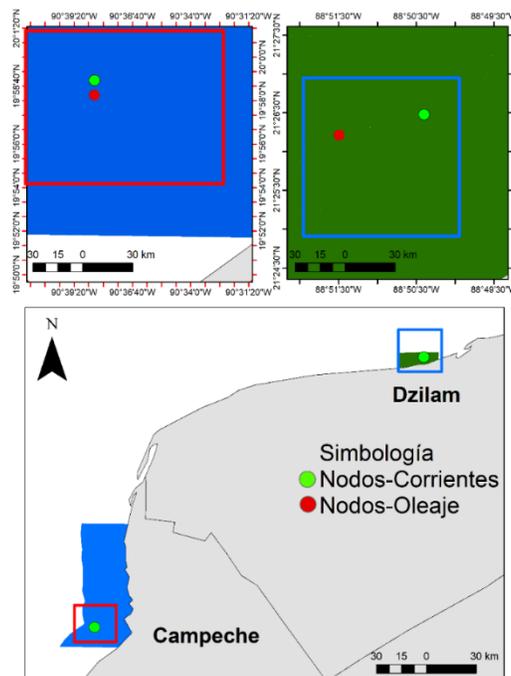


Figura 17.- Distribución de los nodos utilizados para la estimación de oleaje y corrientes dentro de la RBLP y Dzilam de Bravo.

Estrés cortante de fondo

La dinámica de las partículas del sedimento es gobernada por el oleaje y las corrientes que generan el transporte y resuspensión a través de la fricción ejercida en el fondo marino que también puede tener impacto en la estructura de las praderas de pastos marinos. Esto se expresa en términos del esfuerzo de cizalla del fondo (*bed shear-stress*) que es la fuerza de la fricción ejercida por el flujo por unidad de área del fondo. Para reducir la incertidumbre sobre el efecto del oleaje y las corrientes en el fondo marino se seleccionaron los nudos más cercanos a las estaciones de muestreo a 5 m de profundidad.

El oleaje y las corrientes tienen un efecto en el esfuerzo máximo de cizalla del fondo (τ_T) por lo que cada uno de estos componentes fue calculado independientemente y posteriormente fueron evaluados en conjunto con la siguiente expresión (Soulsby, 1997):

$$\tau_T = (T_c^2 + T_w^2)^{\frac{1}{2}}$$

Donde:

T_c = esfuerzo de cizalla del fondo marino ejercido por la corriente, evaluado con la siguiente expresión

$$T_c = \rho C_D \bar{U}^2$$

Donde, ρ es la densidad del agua de mar (1027), \bar{U} es la velocidad media promediada en la vertical, y C_D es el coeficiente de arrastre aplicado a la velocidad media promediada en la vertical con la siguiente expresión:

$$C_D = \alpha \left(\frac{Z_0}{h} \right)^\beta$$

Donde,

$$\alpha = 0.0474,$$

Z_0 = la longitud de la rugosidad del fondo marino ($d/12$, d es la media del diámetro del sedimento en metros)

h = profundidad del agua

$$\beta = 1/3.$$

Los valores de α y β son derivados de la Ley de Manning-Strickler, la cual es usada cuando no es posible medir la dinámica de la capa límite con gran precisión (Soulsby, 1997).

T_w = amplitud del esfuerzo de cizalla del fondo marino ejercido por el oleaje, calculado a partir de la siguiente expresión:

$$T_w = \rho f_w U_w^2$$

donde, ρ es la densidad del agua marina, f_w es el factor de fricción de la ola y se define como:

$$\frac{\tau_m}{\rho} = \frac{1}{2} f_w U_0^2$$

τ_m es el esfuerzo cortante máximo del fondo de la ola y U_0 es la velocidad orbital máxima de la onda cerca del lecho.

U_w es la amplitud de la velocidad orbital de la ola del fondo marino. La amplitud de la velocidad orbital de la ola es U_w fue calculada usando la expresión:

$$U_w = \frac{\pi H}{T_p \sinh(kh)}$$

donde, H es la altura de ola, h es la profundidad, T_p es el periodo pico espectral del oleaje, k es $2(\pi)/L$ (L es la longitud de ola).

Análisis estadísticos

Mediante las distribuciones de frecuencias de la calidad del agua y la estructura de la vegetación de este estudio, se llevaron a cabo las pruebas de diferencias en las características de estos componentes entre profundidades se realizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, las variables que presentaron normalidad se analizaron por medio de ANDEVA. Además, se llevaron a cabo análisis para comparar entre localidades mediante pruebas t-Student y Mann-Whitney en el caso que no se presentó normalidad en la distribución de frecuencias Estos análisis se ejecutaron con el programa *SigmaPlot 12*® con un nivel de significancia de 0.05.

Las Tablas 1 y 2 en la sección ANEXOS se muestran las variables de calidad de agua con diferencias significativas según la profundidad del agua. En la Tabla 3, 4, 5 y 6 se presentan los resultados de las variables estructurales y morfométricas por especie en cada profundidad del agua para la RBLP y para Dzilam. Para describir la relación entre las variables ambientales y las estructurales de los pastos marinos realizó un análisis de redundancia (RDA) usando el programa R (4.2.2) mediante la paquetería *vegan* y *CAR*. Se aplicó la correlación de rango de Spearman (ρ) para evitar el efecto de la multicolinealidad entre las variables y determinar cuál de los predictores estaban altamente correlacionados ($P \geq 0.7$). Los análisis de las características de los sedimentos en cuanto al gradiente de profundidad del agua, se describen en ANEXOS (Tabla 7). Los análisis de varianza para el RDA se presentan en la sección de ANEXOS (Tabla 8).

RESULTADOS

Calidad del agua

Los parámetros de calidad del agua en la RBLP y Dzilam se resumen en la Tabla 4. En cuanto al gradiente de profundidad de la columna del agua por localidad, las variables se resumen en la sección de ANEXOS (Tabla 1 y 2). La temperatura del agua costera de la RBLP presentó un promedio de 28.81 ± 0.12 °C mientras que en Dzilam la temperatura del agua fue más cálida (30.71 ± 1.9 °C), estos valores presentaron diferencias significativas (Tabla 4). Dzilam presentó una disminución dentro del gradiente de profundidad con aguas más cálidas en la zona somera con valores estadísticamente diferentes ($P < 0.001$) (ANEXOS, Tabla 2).

El agua en la RBLP presentó salinidades entre 28 y 41 ups, mientras que en DZILAM el rango de variación fue menor (24-35 ups) (Tabla 4). En la RBLP los valores máximos de salinidad se presentaron de 1-3 m de profundidad (ANEXOS, Tabla 1), con diferencias significativas entre profundidades, mientras que, en Dzilam no se presentó una tendencia a la con la profundidad del agua (ANEXOS, Tabla 2).

Las concentraciones de OD en la RBLP fueron significativamente mayores a lo observado en Dzilam con valores de 7.5 ± 1.4 y 6.2 ± 3.7 mg l⁻¹, respectivamente (Tabla 4). En cuanto a la concentración de OD en el gradiente de profundidad del agua, ambos sitios mostraron un decremento en relación al gradiente costa-mar. Los valores medios máximos se observaron a 1 m de profundidad dentro de la RBLP (8.6 ± 0.7 mg l⁻¹) (ANEXOS, Tabla 1), mientras que en Dzilam se presentó una alta variabilidad con valores elevados de 28 mg l⁻¹ en sitios impactados (muelle) con praderas muertas.

La RBLP presentó aguas más turbias con una incidencia de luz de $35.9\pm 2.4\%$ mientras que, en Dzilam la incidencia de luz fue del 42% (Tabla 4). La de luz mostro variaciones en la RBLP con los mínimos en la zona profunda (<30%), con la mayor incidencia a 1 m con $65\pm 11.38\%$, disminuyendo con respecto a la profundidad del agua con <20% a 5 m (ANEXOS, Tabla 1). En Dzilam se observaron aguas turbias con < 40% de luz con aguas claras de 4 a 5 m de profundidad (ANEXOS, Tabla 2).

En cuanto a la concentración de nutrientes, el agua en la RBLP mostró un enriquecimiento de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (5.26 ± 0.79 μmol l⁻¹), siendo Dzilam el sitio con menor concentración de estos compuestos nitrogenados con 1.2 ± 1.1 μmol l⁻¹ (Tabla 4). La concentración de nutrientes en la RBLP mostro una alta variabilidad en el gradiente costa-mar con concentración máxima a 2 y 3 m de profundidad del agua (ANEXOS, Tabla 1), mientras que en Dzilam no se observó una tendencia (ANEXOS, Tabla 1).

La concentración de FRS en la reserva fue significativamente mayor (0.35 ± 0.02 μmol l⁻¹) que los valores de Dzilam (0.22 ± 0.33 μmol l⁻¹). Las diferencias observadas en las concentraciones de estos nutrientes entre sitios fueron estadísticamente significantes (Tabla 4). La concentración de FRS en la RBLP no mostró una variabilidad clara en cuanto al gradiente de profundidad del agua, caso contrario para Dzilam donde a mayor profundidad se observó mayor concentración de este nutriente (ANEXOS, Tabla 1 y 2).

El valor promedio de NH_4^+ en la RBLP fue de $1.20 \pm 0.08 \mu\text{mol l}^{-1}$ mayor que lo registrado en Dzilam ($0.41 \pm 0.37 \mu\text{mol l}^{-1}$) (Tabla 4). La concentración de NH_4^+ en la RBLP resultó en concentraciones $>1 \mu\text{mol l}^{-1}$ con máximos de 1-3 m mientras que, en Dzilam los valores mínimos se presentaron a 5 m. (ANEXOS, Tabla 1 y 2).

Los valores de SRS en el área de los Petenes fueron notoriamente mayores que en Dzilam con valores de 21.62 ± 2.7 y $5.97 \pm 2.74 \mu\text{mol l}^{-1}$ respectivamente (Tabla 4), con diferencias significativas entre sitios ($P = <0.001$). La concentración de SRS en Dzilam variaron de mayores a menores siguiendo el gradiente de profundidad o costa-mar mientras que, en la RBLP los valores mínimos se presentaron a 2 y 5 m de profundidad del agua (ANEXOS, Tabla 1 y 2).

Los valores de *Cla* en la RBLP mostraron un promedio de $2.59 \pm 0.42 \mu\text{g l}^{-1}$ mayor que lo registrado para Dzilam ($1.14 \pm 3.12 \mu\text{g l}^{-1}$), con diferencias estadísticas entre localidades (Tabla 4). En ambos sitios la mayor concentración de *Cla* se observó a 1 m de profundidad disminuyendo considerablemente a los 5 m (ANEXOS, Tabla 1 y 2).

El estado trófico de la columna de agua estimado a través del índice TRIX en los Petenes mostró un promedio de 3.8 ± 1 mientras que en Dzilam el promedio fue de 2.5 ± 0.57 (Tabla 4) estos sitios se encuentran en el rango oligotrófico, consideradas zonas con baja productividad. La condición del agua en la RBLP este valor varió entre mesotrófico (1-2 m) y oligotrófico (3-5 m), mientras que, en Dzilam, el agua es oligotrófica sin diferencias en el gradiente costa-mar. (ANEXOS, Tabla 1 y 2).

Tabla 4.- Resumen de las variables de calidad de agua en la RBLP y Dzilam de Bravo. Se muestra la media y desviación estándar (DE), así como los valores estadísticos de las pruebas paramétricas y no paramétricas.

Variable	Localidad	Media y DE	Mediana	Min	Max	Estadístico de prueba	Valor de P
Temperatura °C	DZILAM	30.7±1.9	31	27	31	U= 1116.500	(P = <0.001)
	RBLP	28.8±1	29	27	29		
Salinidad ups	DZILAM	33.8±2.5	34	24	35	U= 1406.000	(P = <0.001)
	RBLP	35.9±2.4	35	28	41		
OD mg l⁻¹	DZILAM	6.2±3.7	5.2	4	28	U= 1060.000	(P = <0.001)
	RBLP	7.5±1.4	7	3	12		
Luz (%)	DZILAM	42±16	38	14	72	U=1298.000	(P = 0.010)
	RBLP	35±15	38	5	99		
NO₃⁻ + NO₂⁻ μmol⁻¹	DZILAM	1.2±1.1	0.8	0.2	5.2	U= 685.000	(P = <0.001)
	RBLP	5.2±6	1.7	0.03	25.7		
NH₄⁺ μmol⁻¹	DZILAM	0.4±0.3	0.33	0.02	2	U= 504.000	(P = <0.001)
	RBLP	1.2±0.7	1.1	0.14	3.4		
FRS μmol⁻¹	DZILAM	0.2±0.3	0.04	0.03	1.5	U= 976.000	(P = <0.001)
	RBLP	0.3±0.2	0.3	0.2	0.3		
SRS μmol⁻¹	DZILAM	5.9±2.7	5.39	0.1	12.2	U = 861.500	(P = <0.001)
	RBLP	21.6±24	12.3	0.3	121.7		
Cl_a μg l⁻¹	Dzilam	0.52±0.5	0.37	0.07	2.8	U = 126.000	(P = <0.001)
	RBLP	2.59±2	1.58	0.2	11		
TRIX	DZILAM	2.5±0.6	2.4	1.3	4.8	U= 232.000	(P = <0.001)
	RBLP	3.8±1	3.5	0.14	5.3		

Oleaje

Los datos de altura de ola (H_s) y periodo pico de oleaje (T_p) en la RBLP y en DZILAM presentaron una amplia variación interanual (1979-2008). La figura 18 muestra los valores medios mensuales y anuales durante el periodo analizado. La altura de la ola en la RBLP presento un promedio de 0.23 ± 0.01 m con un máximo en 2007 (0.27 m), menor a lo registrado para Dzilam (0.32 ± 0.01 m) (Fig. 17a). Mensualmente el oleaje en la RBLP la altura máxima durante los meses de abril con 0.27 m y la mínima en septiembre (0.17 m) (Fig. 18b), en Dzilam las mayores alturas se observaron en época de nortes (de 0.37 m a 0.40 m), con mínimos en agosto (0.27 m). Los valores máximos del periodo pico de oleaje se presentaron en Dzilam durante 2004 (6.12 s) y en la reserva en 1996 (Fig. 18c). De noviembre a febrero se presentaron los máximos periodos en ambos sitios, con 6.5 s y 5.2 s para Dzilam y la RBLP, respectivamente (Fig. 18d).

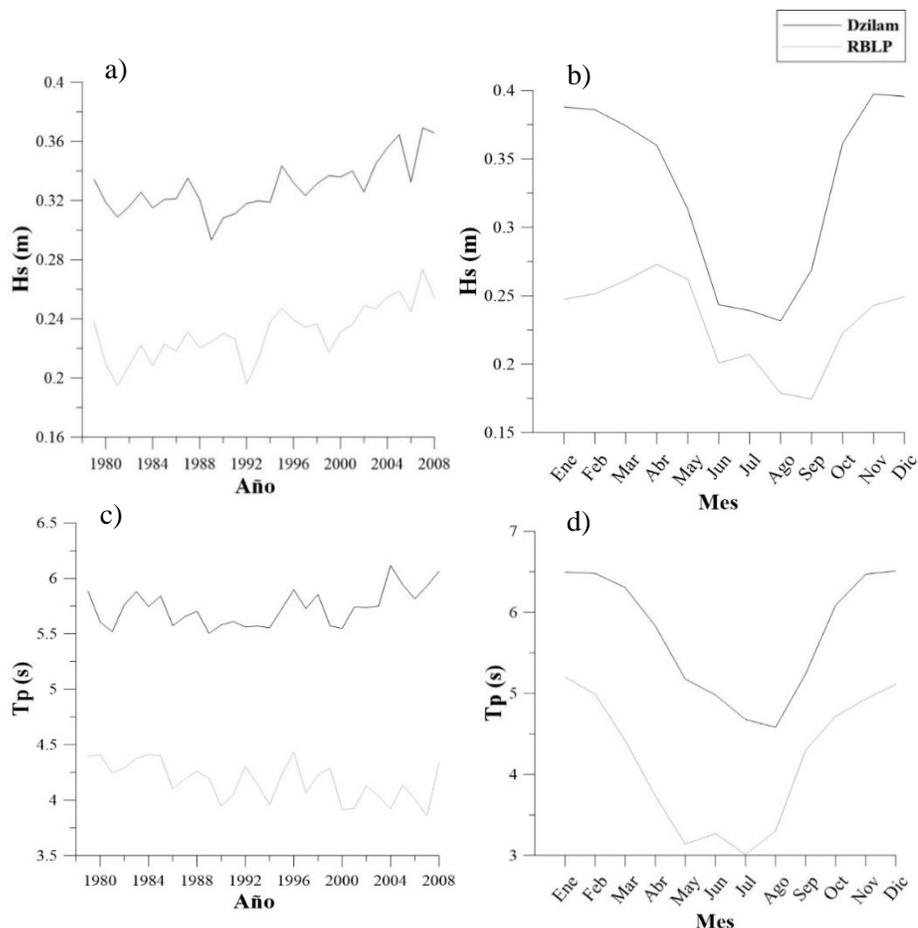


Figura 18.- Variabilidad de los parámetros de altura de la ola y periodo en la RBLP y Dzilam de Bravo. a y b) variabilidad interanual y mensual de altura de la ola (H_s), c y d) variabilidad interanual y mensual del periodo pico de oleaje (T_p).

Corrientes

Dentro de la RBLP las corrientes presentan una velocidad media de $0.085 \pm 0.017 \text{ m s}^{-1}$ con mayor intensidad en 2016 ($0.086 \pm 0.017 \text{ m s}^{-1}$) (Fig. 19a). Dzilam, presenta mayor dinámica con un promedio general de $0.094 \pm 0.012 \text{ m s}^{-1}$ con valores máximos en 2015 ($0.103 \pm 0.013 \text{ m s}^{-1}$). Mensualmente, la magnitud de la corriente presentó variaciones con mínimos de agosto a septiembre en ambas localidades (Fig. 19b). En la RBLP los picos máximos se presentan en enero ($0.112 \pm 0.009 \text{ m s}^{-1}$) disminuyendo en julio (0.073 ± 0.006) pero con un ligero incremento en agosto y nuevamente disminuye a septiembre donde se observa el valor mínimo ($0.070 \pm 0.004 \text{ m s}^{-1}$) (Fig. 19b). En Dzilam se observan los valores máximos de marzo a junio con 0.10 y 0.09 m s^{-1} , respectivamente disminuyendo en septiembre para incrementar en nortes .

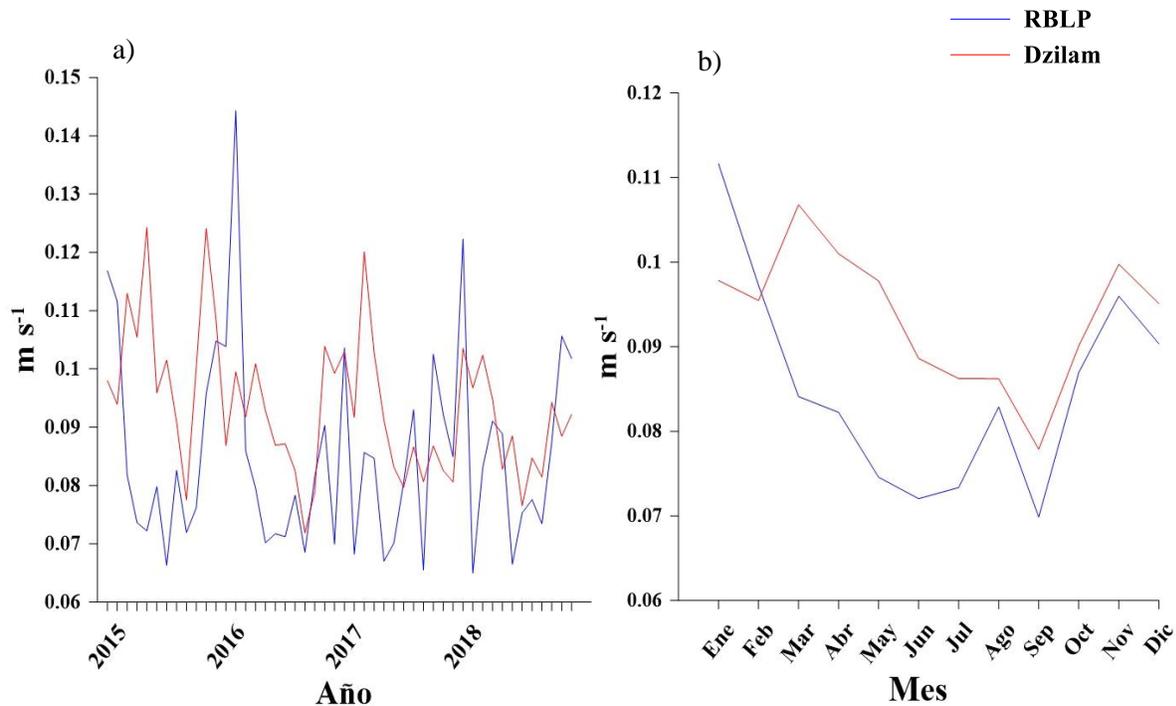


Figura 19.- Variabilidad de la magnitud de la corriente en la RBLP y Dzilam. a) variabilidad interanual de la corriente; b) variabilidad mensual de la corriente.

Esfuerzo de cizalla (*shear stress*)

El esfuerzo de cizalla del oleaje (T_w) presentó los mínimos efectos de mayo a agosto en ambos sitios. La RBLP tuvo un valor máximo de 4 N m^{-2} registrado en enero y un valor mínimo de 0.26 N m^{-2} en julio, con un promedio anual de $2.39 \pm 1.6 \text{ N m}^{-2}$ (Fig. 20). En Dzilam el valor más alto se observó en noviembre (18.6 N m^{-2}) con una media anual de ($12.21 \pm 5.8 \text{ N m}^{-2}$) (Fig. 20). El esfuerzo de cizalla de corrientes (T_c) en ambos sitios presentó valores mínimos ($0.01\text{-}0.03 \text{ N m}^{-2}$). La combinación de ambos esfuerzos (T_{\max}) tuvo un valor mínimo de mayo a agosto similar a los valores de T_w (Fig. 20). Esta similitud indicó que las praderas y los sedimentos tienen un impacto inducido principalmente por la acción del oleaje y no por la acción de la corriente.

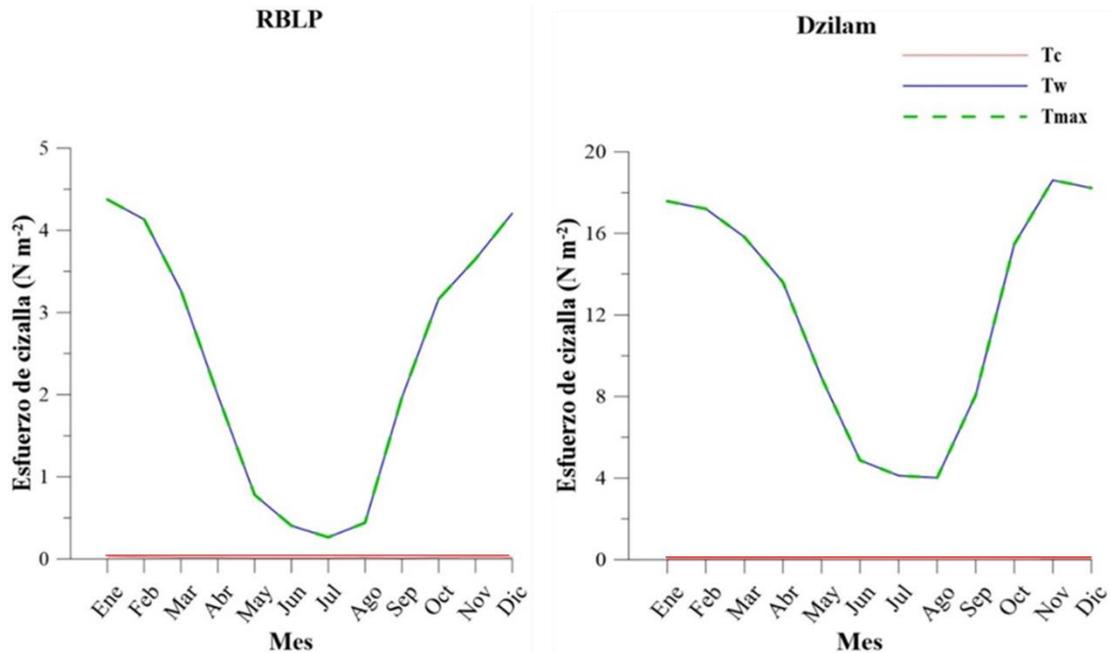


Figura 20.- Esfuerzo de cizalla del oleaje y corriente mensual en la RBLP y Dzilam. Línea azul: fricción por el esfuerzo de cizalla del oleaje (T_w), observado que esta señal se sobrepone con la señal de T_{\max} , línea verde punteada. Línea roja: esfuerzo de cizalla.

Extensión

De la extensión marina de la RBLP (181,991 ha). La vegetación acuática sumergida (VAS) ocupa el 82% de esta área (149,613 ha), mientras que el resto es sustrato con escasa o nula vegetación (31,069 ha) (Fig. 21a). Esta área está dominada por prados continuos, monoespecíficos y mixtos que en conjunto cubren 97,000 ha, seguidos por prados mixtos de pastos marinos con macroalgas (MxMa; 51,884 ha) (Fig. 21b). La clasificación supervisada permitió el mapeo de VAS con un 73% de precisión.

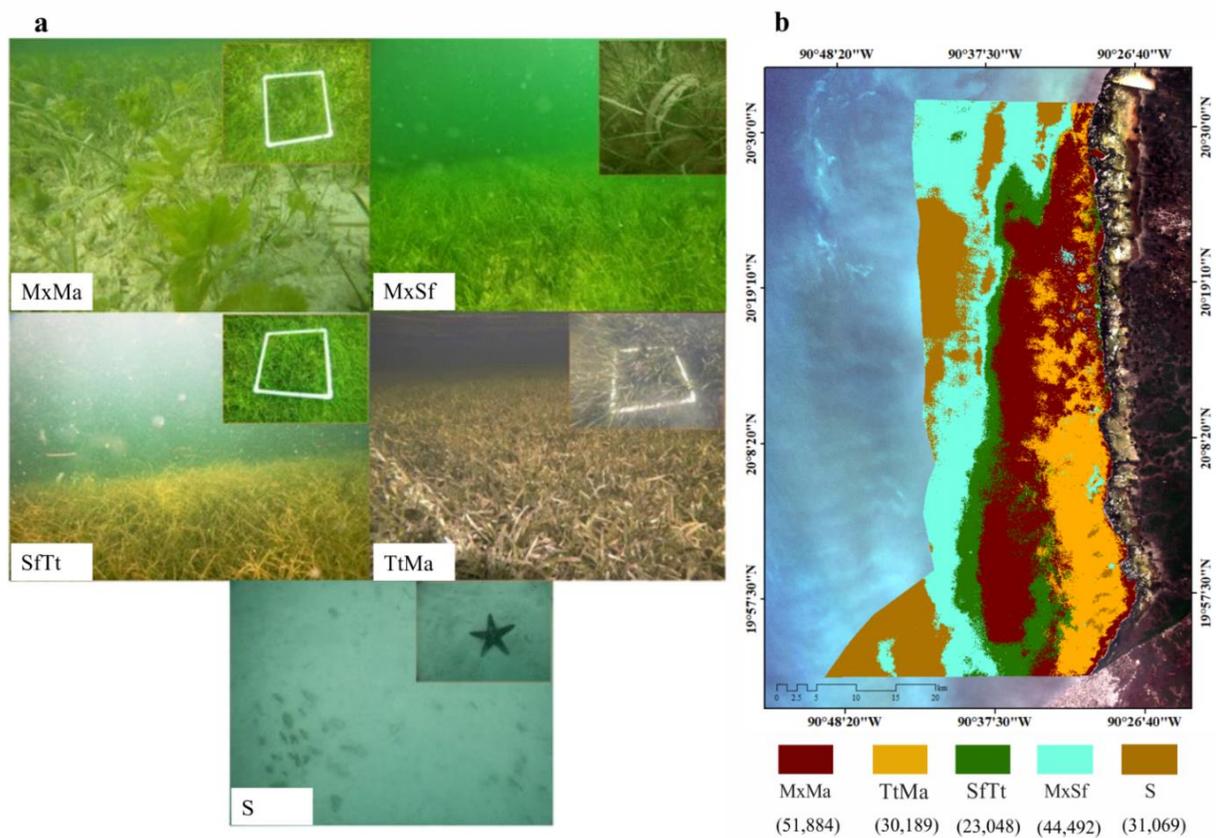


Figura 21- Distribución de pastos marinos. a) clases de pastos marinos basadas en la cobertura de especies. b) clasificación supervisada Sentinel 2A, extensión de pastos marinos en RBLP (ha). MaMa (praderas mixtas con macroalgas); TtMa (Praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum* con macroalgas); SfTt (Praderas mixtas de *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*); MxSf (praderas mixtas dominadas por *Syringodium filiforme*); S (Zonas sin vegetación).

En Dzilam de Bravo el área estudiada comprende 16,309 ha. Es una zona con vegetación acuática sumergida mezclada que ocupa el 79% (12,822 ha) del área, mientras que el resto es sustrato consolidado con macroalgas (CMa) y arenales con macroalgas (SMa) con escasa o nula presencia (<5%) de pastos marinos. Estas dos clases en conjunto cubren 3,487 ha (Fig. 22a). Esta zona está dominada por praderas mixtas distribuidas en parches de *T. testudinum*, *S. filiforme* y *H. wrightii* con una alta abundancia de macroalgas (MxMa), seguidos por prados mixtos de pastos marinos con baja cobertura de macroalgas (Mx) (Fig. 22b). La clasificación supervisada permitió el mapeo de VAS con un 80% de precisión.

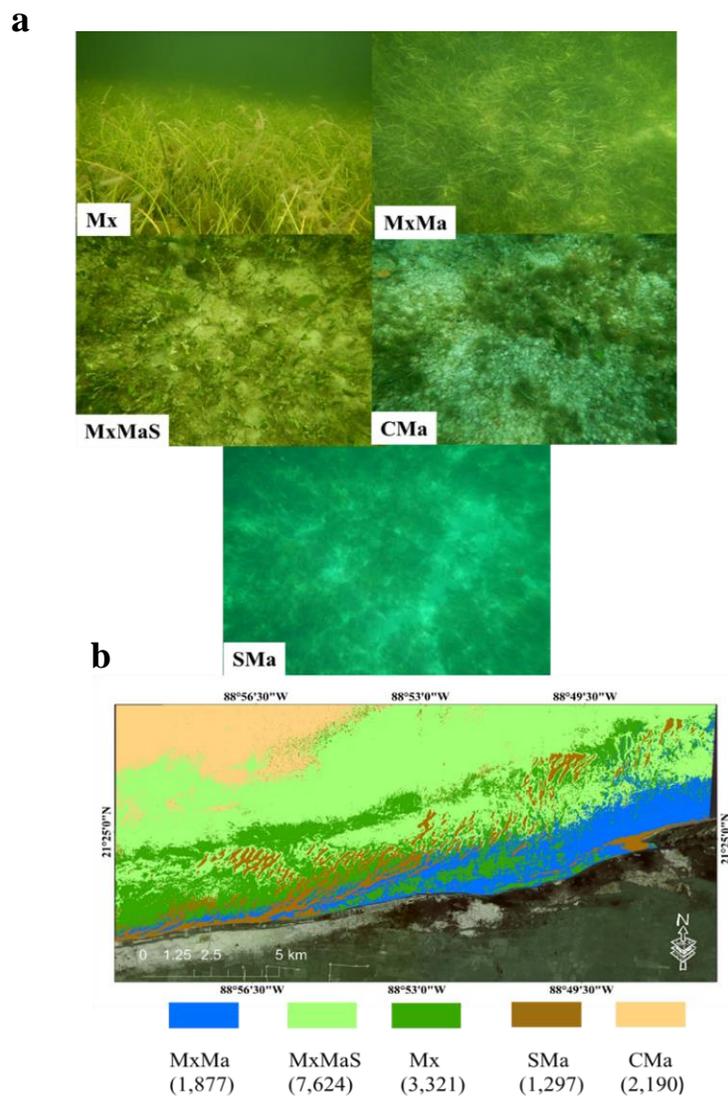


Figura 22.- Distribución de pastos marinos. a) clases de pastos marinos basadas en la cobertura de especies. b) clasificación supervisada Sentinel 2A, extensión de pastos marinos en Dzilam (ha). MaMa (praderas mixtas con macroalgas); MxMaS (Praderas mixtas con macroalgas y arenales); Mx (Praderas mixtas); SMa(arenales con <5% de macroalgas); CMa (sedimentos consolidados con macroalgas).

Cobertura

La cobertura de pastos marinos en la RBLP promedio con $73\pm 30\%$. La especie *T. testudinum* fue dominante en el sitio con una cobertura promedio de $52\pm 28\%$ (Fig. 23), esta especie dominó la zona menos profunda mientras que *Syringodium filiforme* predominó en la zona profunda (4-5 m) con una cobertura promedio de $45\pm 27\%$. En Dzilam dominaron dos especies *S. filiforme* y *T. testudinum* en prados fragmentados con coberturas bajas de $36\pm 18\%$ y $34\pm 21\%$, respectivamente (Fig. 23). Para *H. wrightii*, la cobertura promedio en la RBLP fue de $27\pm 21\%$ ligeramente menor a lo registrado en Dzilam ($29\pm 21\%$) (ANEXOS, Tabla 3 y 4). La RBLP presentó una cobertura de $21\pm 14\%$ y fueron representadas por algas verdes y verdes calcáreas. En Dzilam el promedio de cobertura de macroalgas difiere de la RBLP con un valor medio de $20\pm 22\%$, ($U= 510.000$, $P = 0.025$).

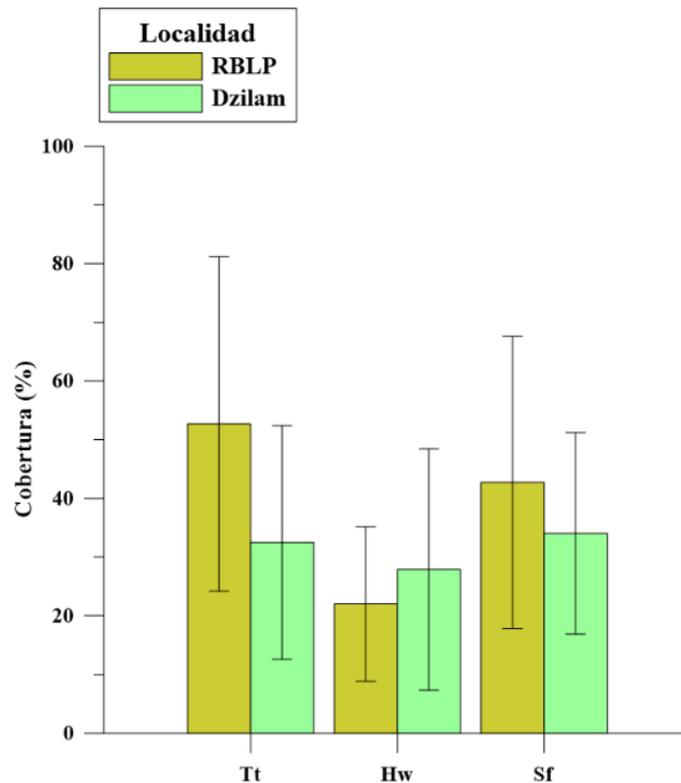


Figura 23.- Cobertura de las especies de pastos marinos en la RBLP y Dzilam.

Densidad

La densidad de haces de las especies de pastos marinos en la RBLP presentó en promedio 406 ± 269 haces m^{-2} , registrando amplias variaciones entre profundidades y especies. *T. testudinum* presentó la mayor densidad de haces a 1 m de profundidad (ANEXO, Tabla 3). *S. filiforme* y *H. wrightii* predominaron en ambos sitios (Fig. 24). La densidad de haces de las especies en la zona de Dzilam de bravo presentó valores ligeramente mayores que la RBLP, pero con alta variabilidad (402 ± 228 haces m^{-2}) con diferencias entre sitios ($U = 1683.000$, $P = 0.196$). En este sitio *S. filiforme* y *H. wrightii* predominan en la zona somera con los valores máximos a 1 y 2 m, mientras que *T. testudinum* a diferencia de la RBLP predominó en aguas profundas con valores >300 haces m^{-2} (ANEXOS, Tabla 3 y 4).

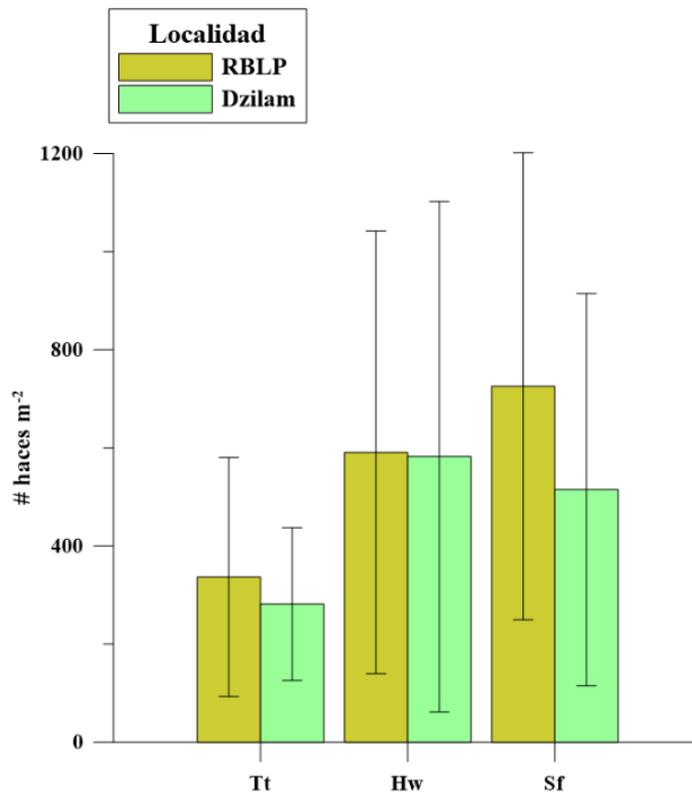


Figura 24.- Densidad de haces de las especies de pastos marinos en la RBLP y Dzilam.

Morfometría

En cuanto a la morfometría, la longitud de las hojas en la reserva promedió 32 ± 1.33 cm mayor que en Dzilam con 27 ± 10 cm. Para *T. testudinum*, la longitud promedio de las hojas en la RBLP fue de 33 ± 1.61 cm similar a lo registrado para Dzilam (34 ± 9 cm) (Fig. 25), sin diferencias entre localidades. *Syringodium filiforme* mostró las hojas más largas a 4 y 5 m en ambos sitios (ANEXO, Tabla 3 y 4). *H. wrightii* tuvo las hojas promedio más pequeñas (15.6 ± 2 cm) en la reserva, mientras que en Dzilam presentó hojas largas a 1 m (ANEXO, Tabla 3 y 4). El índice de área foliar (IAF) promedió 4 ± 0.44 en la RBLP mientras que en Dzilam el índice fue menor (3 ± 2), estas diferencias entre localidades no fueron significativas ($U= 685$, $P = 0.039$). El promedio más alto se encontró a 2 m de profundidad (8 ± 1.41) dentro de la RBLP (ANEXO, Tabla 3).

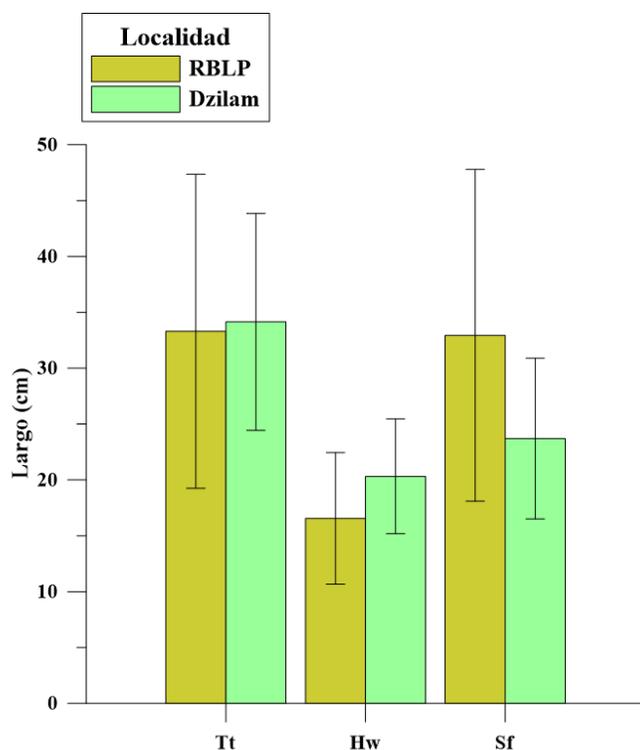


Figura 25.- Largo de la hoja de los pastos marinos en la RBLP y Dzilam.

Biomasa

En relación con la biomasa, las praderas de pastos marinos en la RBLP, los valores medios para biomasa aérea y subterránea fueron de 126 ± 119 y 520 ± 403 g Ps m^{-2} respectivamente, con los mayores valores medidos a 2 m de profundidad. *Thalassia testudinum* tuvo la mayor contribución (79%) a la biomasa total con 583 ± 474 g Ps m^{-2} (Fig. 26), que disminuyó a mayores profundidades siendo reemplazada por *S. filiforme* (ANEXO, Tabla 3). Con respecto a la relación de biomasa aérea/subterránea (BA:BS), el promedio fue de 0.32, lo que indica que el tejido subterráneo corresponde al 81% de la biomasa total. Para Dzilam de Bravo los valores medios para biomasa aérea y subterránea corresponden a 207 ± 196 y 308 ± 199 g Ps m^{-2} respectivamente, con los mayores valores medidos a 4 m de profundidad con 253 ± 210 g Ps m^{-2} de biomasa aérea y subterránea a 3 m (394 ± 171 g Ps m^{-2}) (ANEXO, Tabla 4). En la zona *Thalassia testudinum* tuvo la mayor contribución (60%) a la biomasa total con un valor medio de 402 ± 293 g Ps m^{-2} , la cual se mantuvo dominante en la zona. Con respecto a la relación de BA:BA, el promedio fue de 0.8 ± 0.75 , lo que indica que la zona desarrolla mayor tejido subterráneo (60%).

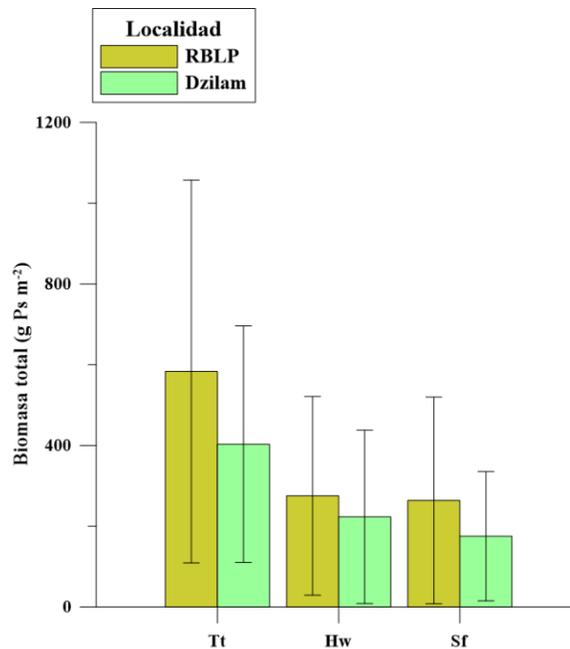


Figura 26.- Biomasa total en las especies de pastos marinos en la RBLP y Dzilam.

Análisis de Redundancia (RDA)

Por especie, en la RBLP *Thalassia testudinum* (Tt) presenta una estrecha asociación con el NH_4^+ la concentración de SRS y sales de la columna de agua ($R^2=0.37$). *H. wrightii* (Hw) presenta asociación con la incidencia de luz ($F=9.36$, $P= 0.001$) (Fig. 27). Para la localidad de Dzilam de bravo, *T. testudinum* mostró una relación con la concentración de sal ($R^2=0.47$) (Fig. 28), mientras que *S. filiforme* (SF) potencialmente se ve favorecida por la concentración de compuestos nitrogenados.

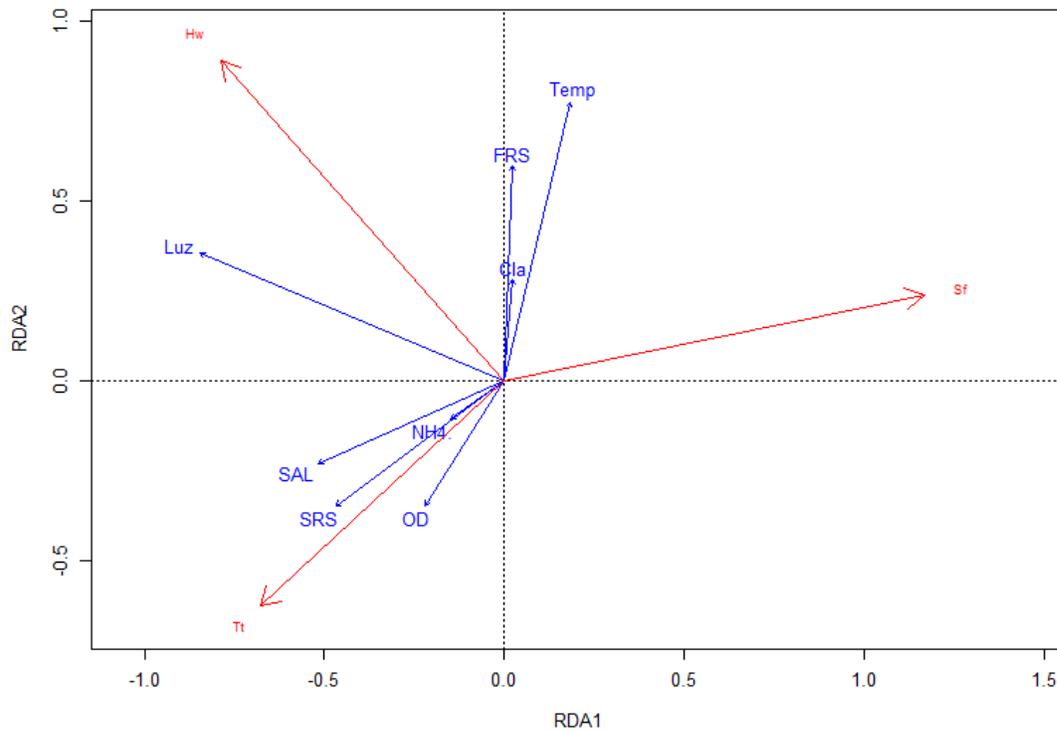


Figura 27.- Análisis de redundancia que engloba las especies de pastos marinos en relación a las variables ambientales de interés en la RBLP.

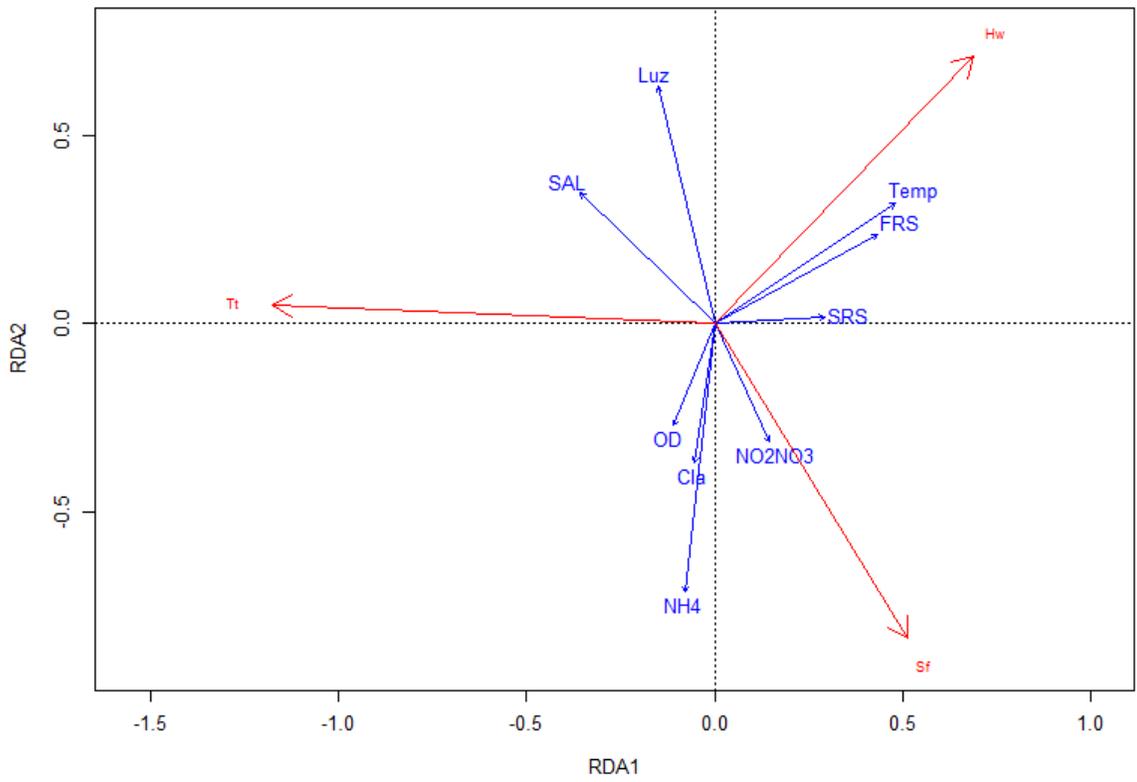


Figura 28.- Análisis de redundancia que engloba las especies de pastos marinos en relación a las variables ambientales de interés en Dzilam de Bravo.

El análisis de redundancia en la RBLP mostró asociaciones potenciales entre la biomasa y el amonio. La cobertura y ancho de las hojas con la concentración de FRS ($R^2=0.16$)(Fig. 29). En Dzilam la densidad de haces se asoció a la concentración de amonio ($R^2=0.58$) mientras que la biomasa presenta una relación con el FRS (Fig. 30). La cobertura y el largo y ancho de la hoja presentan una relación la salinidad.

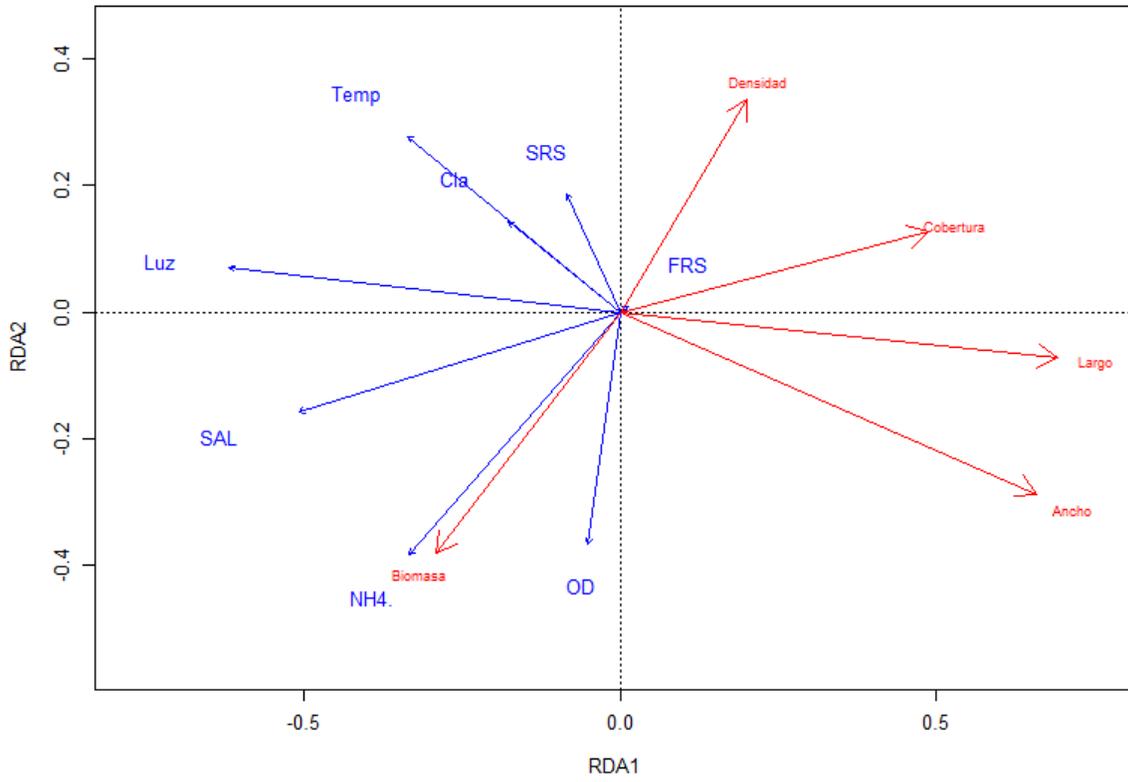


Figura 29.- Análisis de redundancia que engloba las variables estructurales de los pastos marinos en relación a las variables ambientales en la RBLP.

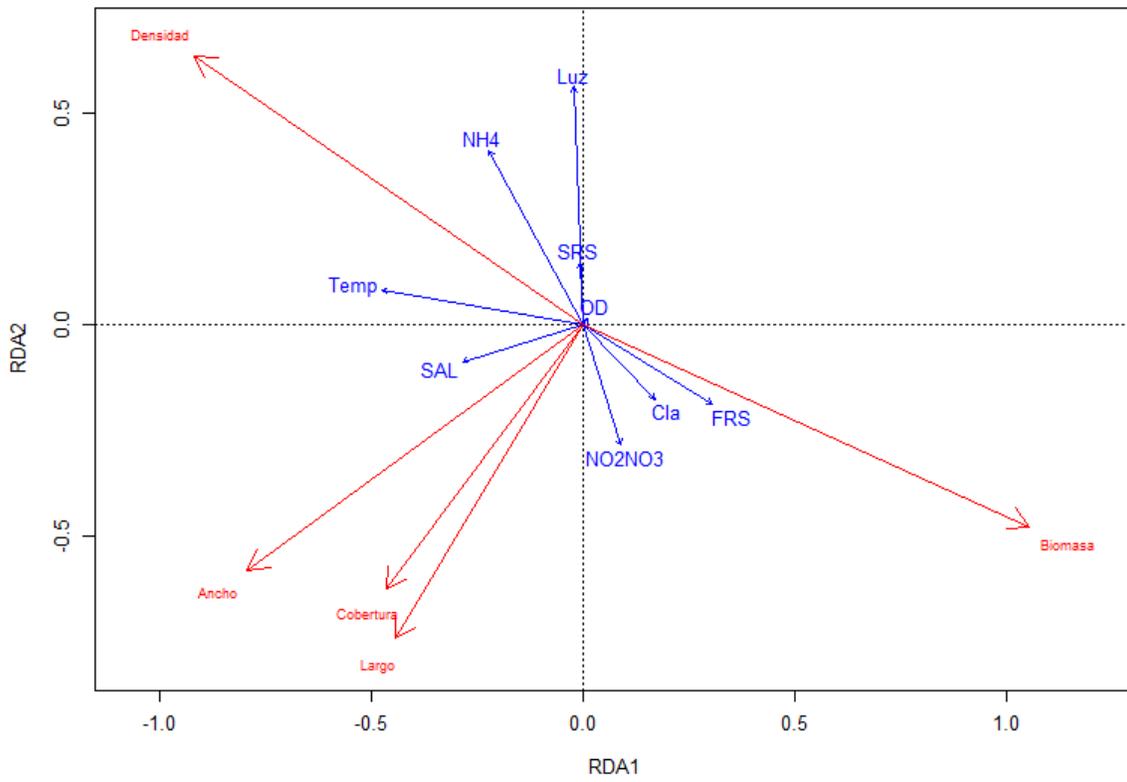


Figura 30.- Análisis de redundancia que engloba las variables estructurales de los pastos marinos en relación a las variables ambientales en Dzilam de Bravo.

DISCUSIÓN

Las condiciones de calidad del agua registradas en el presente estudio indicaron ser buenas y oligotróficas para la RBLP y Dzilam con marcadas diferencias entre localidades. Estos sitios reflejan características ambientales en la calidad del agua y la estructura de los pastos marinos particulares dentro del Golfo de México y a escala local en el gradiente de profundidad del agua.

La luz, temperatura y salinidades registradas en el área de estudio mostraron ligeras diferencias entre sitios (Tabla 4). La RBLP presenta aguas ligeramente más turbias, frías y saladas que Dzilam. Esto probablemente se relaciona con el ingreso de aguas subterráneas detectadas ya que un efecto de esto es la turbulencia ocasionada por las altas velocidades del flujo de la descarga de agua (frías y con bajas salinidades) que inhibe el paso de luz al lecho marino, además la concentración de partículas suspendidas podría estar regulando la incidencia de luz en la zona (Kantun *et al.*, 2018). En Dzilam, la transparencia del agua contribuye en la estabilización de las praderas de pastos marinos ya que esta mostró homogeneidad en el gradiente costa-mar (ANEXOS, Tabla 1).

En relación con la concentración de nutrientes, la RBLP presentó alta concentración de nutrientes en la columna de agua ($TRIX=3.8\pm 1$) y un gradiente, pasando de un estado mesotrófico (zonas aledañas al manglar) a oligotrófico en las zonas profundas (3-5 m) (ANEXOS; Tabla 1), permitiendo identificar la mayor influencia potencial del manglar en una distancia costa-mar de ~14 km. En contraste, Dzilam resultó ser un sitio con baja concentración de pigmentos y nutrientes ($TRIX=2.5\pm 0.6$), que fueron homogéneos a lo largo de la profundidad del agua. Sin embargo, la zona presenta estaciones (muelle) con valores elevados de OD (28 mg l^{-1}) y nutrientes en el agua $NO_3^-+NO_2^-$ ($5.2\text{ }\mu\text{mol}^{-1}$) (Tabla 4) con praderas muertas o senescentes recubiertas de microorganismos, resultado del impacto antrópico local (Fig. 31).



Figura 31.- Imagen de las praderas senescentes en la zona del muelle en Dzilam de Bravo.

La hidrodinámica local presentó diferencias entre las localidades estudiadas. Los resultados del estrés cortante de fondo (T_{\max}) sugieren que las praderas submarinas de las áreas de estudio tienen un impacto inducido por la acción del oleaje pues el efecto de la acción de la corriente en el fondo marino es insignificante (Fig. 20). La RBLP se caracterizó por ser una zona con baja energía, con una altura de la ola menor (0.23 ± 0.01 m) mientras que en Dzilam se presentó la mayor energía generada por el oleaje con 0.32 ± 0.01 m, incluso es mayor a lo registrado para zonas protegidas con arrecifes (0.25-0.30 m) en áreas de Quintana Roo, México (Maldonado-Sánchez, 2019).

Las condiciones hidrodinámicas registradas en la RBLP y la alta concentración de nutrientes favorecen la distribución continua de pastos marinos con 149,613 ha que representa 36% de la extensión total de las praderas que se reportan en la Península de Yucatán (413,317 ha) siendo una de las más extensas del país (CONABIO, 2018). Las praderas registradas en el sitio son tipo mixtas con macroalgas (MxMa; 51.884 ha) y praderas monoespecíficas de *Thalassia testudinum* en la zona menos profunda aledañas al manglar (Fig. 21b).

En Dzilam de bravo, al ser un sitio expuesto la energía hidrodinámica (esfuerzo de cizalla 12.21 ± 5.80 N m⁻²) es mayor y es regida principalmente por el oleaje también. En este sentido, los lechos de pastos marinos están configurados de acuerdo a la energía del sitio. En esta área se forman patrones de los pastos marinos que van desde parches discretos continuos a semicontinuos con praderas mixtas con macroalgas. En total estas praderas presentaron una extensión de 12, 822 ha (Fig. 22b), la mayor registrada para zonas con pastos marinos de la costa norte de Yucatán. La exposición a las olas y profundidades relativas del agua revelan una fuerte evidencia correlativa de que los procesos físicos que influyen en la escala del paisaje de pastos marinos (Fonseca y Bell, 1988). En este sitio hay un factor antrópico que podría contribuir a este arreglo espacial y es el de paso de las lanchas que dejan cicatrices que favorecen la erosión y fragmentación de las praderas, que a largo plazo podría traer consecuencias ambientales, como pérdida de servicios ambientales.

La extensión estimada mediante la clasificación supervisada permitió el mapeo de la VAS en la RBLP con un 73% de precisión, la cual puede ser considerada como buena debido a la extensión del área muestreada y al esfuerzo de trabajo en campo realizado. Para mejorar la precisión de la clasificación para sitios tan extensos se recomienda un mayor incremento del tamaño muestral. En el caso de Dzilam cuya precisión del 80%, se atribuye a que es un sitio de menor extensión y un menor número de clases generadas por el algoritmo, que favoreció menor número de errores de omisión por clase (ANEXOS).

Variables que regulan la comunidad de los pastos marinos

La comunidad de pastos marinos en las zonas de estudio está constituida por *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii* con macroalgas en diferentes coberturas (Fig. 23). La distribución de las especies a lo largo del gradiente de profundidad del agua en los Petenes presenta zonación, teniendo como especies dominantes en los primeros 3 m de profundidad (*T. testudinum* y *H. wrightii*) mientras que *S. filiforme* domina las áreas profundas del área protegida (ANEXOS, Tabla 3). En Dzilam las especies mostraron una distribución similar a lo largo del gradiente con una predominancia de *S. filiforme* y *T. testudinum* mientras que *H. wrightii* predominó en la zona menos profunda (ANEXOS, Tabla 4).

Las abundancia, distribución y estructura de la comunidad de pastos marinos están reguladas por las condiciones del agua de cada sitio. En la RBLP, *H. wrightii* dominó áreas con mayor variabilidad de luz (Fig. 27) y su presencia se observó en la zona de influencia de agua dulce (canales) y descargas subterráneas. En Dzilam, esta especie presentó mayor asociación la concentración de FRS y la temperatura del agua, coincidiendo con registros previos para la especie en el área de estudio (Kantun-Manzano *et al.*, 2018). En este sentido *H. wrightii* se encuentra bajo los requerimientos ambientales para su desarrollo que tolera un amplio rango de temperatura (-10 - 42 °C) (Zieman, 1982).

Por su parte, *S. filiforme* es una especie estenohalina y dentro de la RBLP no se asocia de manera clara con las variables estudiadas en el sitio, sin embargo, su presencia predominó en zonas profundas (> 4 m) (Fig. 27). Esta fanerógama es común en zonas profundas que son áreas de menor salinidad con características marinas (Zieman et al., 1989; Tribble, 1981; Hall et al., 1999; Lirman y Cropper, 2003). En Dzilam esta especie se asoció a la concentración de nitratos y nitritos (Fig. 28) en la columna de agua. Registros previos en el área de estudio que el desarrollo foliar de *Syringodium filiforme*, aumenta cuando la concentración de amonio incrementa, viéndose favorecida por la concentración de este nutriente (Kantún-Manzano, 2018).

En la RBLP, *T. testudinum* domino en la zona somera (1-3 m), mientras que *S. filiforme* predominó en las zonas profundas, mostrando una zonación potencial de especies en el sitio, lo que es una respuesta de los requerimientos ambientales de las especies. *T. testudinum* mostró una estrecha asociación con los valores de SRS, salinidad y amonio coincidiendo con su concentración máxima en la columna del agua entre 1-3 m. Estudios químicos han demostrado que las hojas de algunas especies de pastos marinos contienen altas cantidades de constituyentes minerales como la sílice (SiO₂), cloruro de sodio (NaCl) y otros minerales traza (Kuo y Mai, 2022), estos en conjunto con la concentración NH₄⁺ favorecen el crecimiento de tejido foliar y biomasa de la especie (Lee et al., 2007, Kuo y Mai, 2022). En Dzilam esta especie presentó una asociación con la salinidad (Fig. 28), generalmente *Thalassia testudinum* presenta un rango de tolerancia de salinidad intermedia (20-45 ups), y su abundancia se ve reducida por las bajas salinidades que se presentan en el área de estudio (21 ups) (Zieman et al., 1989, Kantún-Manzano et al., 2018).

Características estructurales de los pastos marinos

En cuanto a las características estructurales de los pastos marinos en las zonas de estudio y su relación con los nutrientes y propiedades fisicoquímicas del agua, son particulares. La RBLP presentó un mejor desarrollo de los pastos marinos con mayores coberturas, densidad, biomasa e índice de área foliar respecto a Dzilam.

El ancho y la cobertura de los pastos marinos en la RBLP mostraron una asociación inversa con la concentración de FRS en el agua, mientras que en Dzilam la biomasa se relacionó directamente con la concentración de este nutriente. Los compuestos fosfatados son limitados en suelos carbonatados, y su concentración en el agua regula los requerimientos nutrimentales fisiológicos de los pastos marinos permitiendo su desarrollo y permanencia en estas localidades. La biomasa de los pastos marinos en la RBLP se relacionó con el NH_4^+ (Fig. 28). La concentración de amonio en la columna de agua es una de las principales fuentes de nitrógeno en pastos marinos, su consumo es de bajo costo energético y contribuye en el crecimiento de la planta, favoreciendo así la biomasa generada en el sitio (Lee y Dunton, 1999; Lee *et al.*, 2007). En Dzilam de bravo la densidad de haces en la zona se asoció a la temperatura de manera positiva, lo cual se explica por la dominancia de *H. wrightii* en áreas cálidas y la cual presenta altas densidades (> 400 haces m^{-2}). La cobertura, el largo y ancho de la hoja, se asociaron a de manera positiva con el incremento de salinidad (Fig. 29), que favorecen el desarrollo de especies como *T. testudinum* (Zieman, 1975, Rudnick *et al.*, 2005).

La biomasa y cobertura en las zonas de estudios se encuentran dominadas por *T. testudinum*, una especie de talla grande que comúnmente suele desarrollar una mayor biomasa subterránea, lo que le confiere resistencia al estrés y la recuperación después del declive y favorece al crecimiento clonal de los pastos marinos (Marbà y Duarte, 1998; Romero *et al.*, 2006; O'Brien *et al.*, 2018). Los tejidos subterráneos, en particular el rizoma, almacena almidón y azúcares, que son reservas de energía que pueden utilizarse para apoyar el metabolismo y el crecimiento en condiciones de estrés, incluida la limitación de luz (Mackey *et al.*, 2007; Collier *et al.*, 2009; McMahon *et al.*, 2013).

De acuerdo con los resultados, la Reserva de la Biosfera Los Petenes es importante para el estado de conservación en que se encuentran las praderas de pastos marinos y la calidad del agua, cabe señalar que el sitio tiene una baja influencia de actividad antrópica directa, baja energía del oleaje y gran influencia del manglar lo que favorece el desarrollo de este ecosistema. Caso contrario en Dzilam de bravo, el grado de exposición a la hidrodinámica,

y el impacto por la pesca y el turismo generan cierto grado de perturbación en la comunidad bentónica, el daño mecánico por los motores de las lanchas, la basura y las aguas residuales no tratadas podrían estar contribuyendo a las condiciones en que se encuentran las praderas por ejemplo, en las estaciones aledañas al muelle principal, se observó 100 % de la vegetación deteriorada, con alto nivel de epifitos y altos niveles de nutrientes por lo que, se debe prestar atención a estos sitios clave para monitoreo y/o restauración.

Las praderas ofrecen servicios importantes, como hábitat y alimento para especies de importancia económica en la región, de seguir con los impactos antrópicos y no llevar a cabo medidas de mitigación podría generar a futuro daños irreversibles en el ambiente y por lo tanto pérdidas económicas. El presente estudio es el reflejo de las variaciones a nivel regional y local que se presentan en el Golfo de México, por lo que es importante robustecer la información que existe sobre la VAS y disminuir el error de los agentes que intervienen en el desarrollo de este ecosistema. Los estudios de calidad de agua y pastos marinos realizados en zonas kársticas, son escasos y necesarios para mejorar la toma de decisiones y robustecer la información para implementar programas de monitoreo. Identificar las mejores estrategias para el mantenimiento de los ecosistemas y calidad de vida de las comunidades costeras son prioridad nacional.

CONCLUSIONES

- Las zonas estudiadas presentaron una buena calidad del agua con base en las condiciones oligotróficas detectadas.
- La RBLP es un sitio con características estuarinas, que presenta un gradiente pasando de un estado mesotrófico (zonas aledañas al manglar) a oligotrófico en las zonas profundas (3-5 m).

- Dzilam de Bravo, resultó ser un área homogénea oligotrófica, con baja concentración de pigmentos y nutrientes.
- La mayor extensión de pastos marinos y cobertura se presentó en la RBLP, con 149,613 ha de praderas continuas, mixtas y monoespecíficas que le corresponde el 82% del área marina. En Dzilam, las praderas fueron discontinuas y mixtas con macroalgas, con una extensión de 12,822 ha y representa el 79% del polígono.
- La RBLP se caracterizó por ser una zona con baja energía, con una menor altura de la ola (0.23 ± 0.01 m) a diferencia de Dzilam (0.32 ± 0.01 m) ya que es una zona de mayor exposición.
- El estrés cortante del fondo fue mayor en la localidad de Dzilam (12.21 ± 5.8 N m⁻²) que en la RBLP (2.39 ± 1.6 N m⁻²), e indica que las praderas submarinas tienen un impacto por acción del oleaje y no por la acción de la corriente. Además, controla la distribución de las praderas de pastos marinos en cada localidad, ya que la RBLP presenta praderas continuas, debido a la baja energía en el oleaje, mientras que la configuración discontinua de las praderas en Dzilam son resultado de la alta energía local.
- En la RBLP la distribución de las especies respecto al gradiente de profundidad mostró una zonación con praderas dominadas por *T. testudinum* de 1-3 m de y *S. filiforme* en la zona profunda. En Dzilam las praderas fueron de tipo mixtas sin una zonación clara dentro del gradiente de profundidad del agua.
- Las praderas se presentaron bajo buena condición de la calidad del agua, con valores altos de cobertura, biomasa, densidad e IAF.
- Los valores máximos de biomasa se presentaron en *Thalassia testudinum*, siendo la especie dominante en la costa.
- Como resultado de los análisis RDA, se identificaron que las diferencias estructurales y morfométricas de las praderas entre la RBLP y Dzilam, se relacionan tanto a la

salinidad, así como la concentración de nutrientes particularmente (FRS, NH_4^+ y los SRS).

REFERENCIAS

Abdelrhman, M. A. 2003. Effect of eelgrass *Zostera marina* canopies on flow and transport." Marine Ecology Progress Series 248 67-83.

Bridgham, S. D., Moore, T. R., Richardson, C. J., y Roulet, N. T. 2014. Errors in greenhouse forcing and soil carbon sequestration estimates in freshwater wetlands: a comment on Mitsch et al. 2013. Landscape ecology, 29(9), 1481-1485.

Bulthuis D.A. 1990. Leaf surface area. In: Phillips RC, McRoy CP, eds. Seagrass research methods. Paris: UNESCO, 69:70.

Cabello-Pasini, A., Muñoz-Salazar, R., y Ward, D. H. 2004. Caracterización bioquímica del pasto marino *Zostera marina* en el límite sur de su distribución en el Pacífico Norte. Ciencias marinas, 30(1A), 21-34.

Candela, J., Tanahara, S., Crepon, M., Barnier, B., y Sheinbaum, J. 2003. Yucatan Channel flow: Observations versus CLIPPER ATL6 and MERCATOR PAM models. Journal of Geophysical Research: Oceans, 108(C12).

Candela, J., Ochoa, J., Sheinbaum, J., Lopez, M., Perez-Brunius, P., Tenreiro, M., y Arriaza-Oliveros, L. 2019. The flow through the Gulf of Mexico. Journal of Physical Oceanography, 49(6), 1381-1401.

Caricomp. 2001. CARICOMP Methods Manual - Level I: Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean Mona. Kingston, Jamaica. U.S.A.

Chavez Jr, P. S. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. Remote sensing of environment, 24(3), 459-479.

Chen, S. N., Sanford, L. P., Koch, E. W., Shi, F., y North, E. W. 2007. A nearshore model to investigate the effects of seagrass bed geometry on wave attenuation and suspended sediment transport. *Estuaries and Coasts*, 30(2), 296-310

Collier et al., 2009 C.J. Collier, P.S. Lavery, R.J. Masini, P.J. Ralph Shade-induced response and recovery of the seagrass *Posidonia sinuosa* J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 370 (2009), pp. 89-103

Collier, C. J., Waycott, M., y Ospina, A. G. 2012. Responses of four Indo-West Pacific seagrass species to shading. *Marine Pollution Bulletin*, 65(4-9), 342-354.

CONABIO. 2018. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana. 1st edition. Mexico City: CONABIO. Available at http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadata/gis/pastmar17gw.xml?_httpcache=yesy_xsl=/Dzilam/metadata/xsl/fgdc_html.xsl_indent=no.

CONANP, 2006. Programa de conservación y manejo. Reserva de la Biosfera Los Petenes. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, Campeche. 101 pp

Connolly, R. M., Smith, T. M., Maxwell, P. S., Olds, A. D., Macreadie, P. I., y Sherman, C. D. 2018. Highly disturbed populations of seagrass show increased resilience but lower genotypic diversity. *Frontiers in plant science*, 9, 894.

Cortés, J. 2018. Habitat characteristics provide insights of carbon storage in seagrass meadows. *Marine pollution bulletin*, 134, 106-117.

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., y Turner, R. K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158.

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

Cuevas, E.; Liceaga-Correa, M. D. L. Á.; Rincón-Sandoval, L. A.; Mexicano-Cíntora, G.; Arellano-Méndez, L.; Euán-Ávila, J. I. y Mulsow, S., 2013. Evaluación morfológica y sedimentológica de campos de dunas submarinas en la costa de Yucatán, México. *Ciencias marinas*, 39(1), 83-99.

Cullen-Unsworth, L. C., y Unsworth, R. 2018. A call for seagrass protection. *Science*, 361(6401), 446-448.

Dahl, M., Ismail, R., Braun, S., Masqué, P., Lavery, P. S., Gullström, M., y Björk, M. 2022. Impacts of land-use change and urban development on carbon sequestration in tropical seagrass meadow sediments. *Marine Environmental Research*, 176, 105608.

de Almeida, L. R., Silva, R., y Martínez, M. L. 2022. The relationships between environmental conditions and parallel ecosystems on the coastal dunes of the Mexican Caribbean. *Geomorphology*, 397, 108006.

de Lanza-Espino, G., Gómez-Rojas, J. C., Pisanty, I., Ezcurra, E., Whithers, K., y Nipper, M. 2004. Physical and chemical characteristics of the Gulf of Mexico. Environmental analysis of the Gulf of Mexico. México: DF Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies Special Publication Series, (1), 41-61.

den Hartog, C., Van Tussenbroek, B. I., Wong, J. G. R., Ruaro, P. M., y Guzmán, J. M. 2016. A new *Ruppia* from Mexico: *Ruppia mexicana* n. sp. *Aquatic Botany*, 131, 38-44.

Díaz-Almela, E., Marba, N., Martínez, R., Santiago, R., y Duarte, C. M. 2009. Seasonal dynamics of *Posidonia oceanica* in Magalluf Bay (Mallorca, Spain): temperature effects on seagrass mortality. *Limnology and Oceanography*, 54(6), 2170-2182.

Dorenbosch, M., Verberk, W. C. E. P., Nagelkerken, I., y Van der Velde, G. 2007. Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*. 334, 103-116.

Duarte CM y Chiscano CL. 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany* 65:159–174 DOI 10.1016/S0304-3770(99)00038-8.

Duarte CM. 2005. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*. 1995;41:87–112.

Duarte, C. M. 1991b. Seagrass depth limits. *Aquatic botany* 40.4: 363-377.

Duarte, C. M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental conservation*, 29(2), 192-206.

Duarte, C.M., Merino, M., Agawin, N.S.R., Uri, J., Fortes, M.D., Gallegos, M.E., Marbà, N., Hemminga, M., 1998. Root production and belowground seagrass biomass. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 171, 97–108.

Duarte, C. M., Marbà, N., Gacia, E., Fourqurean, J. W., Beggins, J., Barrón, C., y Apostolaki, E. T. 2010. Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4).

Enríquez, S. C. M. D., Duarte, C. M., y Sand-Jensen, K. 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C: N: P content. *Oecologia*, 94(4), 457-471.

Fonseca, M. S., Fisher J.J, Ziemman J.C. y Thayer G.W. 1982. Influence of the seagrass, *Zostera marina* L., on current flow." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 15.4: 351-364.

Fonseca, Mark S., and Susan S. Bell. 1988. Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series* 171: 109-121.

Fonseca, M. S., Koehl, M. A. R., y Kopp, B. S. 2007. Biomechanical factors contributing to self-organization in seagrass landscapes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 340(2), 227-246.

Fourqurean JW, Zieman JC, Powell GV. 1992. Relationships between pore water nutrients and seagrasses in a subtropical carbonate environment. *Marine Biology* 114:57–65 DOI 10.1007/BF00350856.

Fourqurean, J. W. y Schrlau J. E. 2003. Changes in nutrient content and stable isotope ratios of C and N during decomposition of seagrasses and mangrove leaves along a nutrient availability gradient in Florida Bay, USA. *Chemistry and Ecology* 19 (5): 373–390.

Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., et al. 2012b. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature geoscience*, 5(7), 505-509.

Gacia, E., Duarte, C.M., Middelburg, J.J., 2002. Carbon and nutrient deposition in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Limnol. Oceanogr.* 47, 23–32. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2002.47.1.0023>.

Gray, V. R., y Ríos, M. P. 1996. Salinidad y el nivel del agua como factores en la distribución de la vegetación en la ciénaga del NW de Campeche, México. *Acta Botánica Mexicana*, (34), 53-61.

Guerra-Vargas, L. A., Gillis, L. G., y Mancera-Pineda, J. E. 2020. Stronger together: do coral reefs enhance seagrass meadows “blue carbon” potential?. *Frontiers in Marine Science*, 628.

Hall M. O., Durako M. J., Fourqurean J.W., Zieman J.C. 1999. Decadal changes in seagrass distribution and abundance in Florida Bay. *Estuaries* 22:445–459 DOI 10.2307/1353210.

Hansen, J. C., y Reidenbach, M. A. 2012. Wave and tidally driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. *Marine Ecology Progress Series*, 448, 271-287

Hanshaw, B. B., y Back, W. 1980. Chemical mass-wasting of the northern Yucatan Peninsula by groundwater dissolution. *Geology*, 8(5), 222-224.

Hedley, J. D., Velázquez-Ochoa, R., y Enríquez, S. 2021. Seagrass Depth Distribution Mirrors Coastal Development in the Mexican Caribbean—An Automated Analysis of 800 Satellite Images. *Frontiers in Marine Science*, 1449.

Herrera-Silveira, J. A., y Morales-Ojeda, S. M. 2009. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: Assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, 59(1-3), 72-86.

Herrera-Silveira, J. A., Comin, F. A., Capurro-Filograsso, L., Day, J. W., y Yáñez Arancibia, A. 2013. Landscape, land-use, and management in the Coastal Zone of Yucatán Peninsula. *Gulf of Mexico: origin, waters, and biota*, 4, 225-242.

Herrera-Silveira, J. A., Pech-Cardenas, M. A., Morales-Ojeda, S. M., Cinco-Castro, S., Camacho-Rico, A., Caamal Sosa, J. P., Mendoza-Martínez, J. E., Pech-Poot, E. Y., Montero, J., y Teutli-Hernandez, C. 2020. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ*, 8, e8790. <https://doi.org/10.7717/peerj.8790>

Herzka, S. Z., y Dunton, K. H. 1997. Seasonal photosynthetic patterns of the seagrass *Thalassia testudinum* in the western Gulf of Mexico. *Marine ecology progress series*, 152, 103-117.

Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Jamsranjav, B., Fukuda, M., y Troxler, T. 2014. Supplement to the 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories: wetlands. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Switzerland, 354.

IPCC, 2022: Summary for Policymakers [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösche, V. Möller, A. Okem (eds.)]. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösche, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

Jayathilake, D. R., y Costello, M. J. 2018. A modelled global distribution of the seagrass biome. *Biological Conservation*, 226, 120-126.

Kantún-Manzano, C. A., Herrera-Silveira, J. A., y Arcega-Cabrera, F. 2018. Influence of coastal submarine groundwater discharges on seagrass communities in a subtropical karstic environment. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 100(1), 176-183.

Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbà, N., y Middelburg, J. J. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global biogeochemical cycles*, 24(4).

Kilminster K., McMahon K., Waycott M., Kendrick G.A., Scanes P., McKenzie L., O'Brien K.R., Lyons M., Ferguson A., Maxwell P., Glasby T., Udy J. 2015), Unravelling complexity in seagrass systems for management: Australia as a microcosm *Sci. Total Environ.*, 534 (pp. 97-109

Koch, E. W., Sanford, L. P., Chen, S. N., Shafer, D. J., y Smith, J. M. 2006. Waves in seagrass systems: review and technical recommendations.

Larkum, A. W., Orth, R. J., y Duarte, C. M. 2006. Seagrasses: biology, ecology and conservation. *Phycologia*, 45(5), 5.

Lavery, P. S., Mateo, M. Á., Serrano, O., y 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.

Lee, K. S., Park, S. R., y Kim, Y. K. 2007. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: a review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), 144-175.

Lirman D. y Cropper W.P. 2003. The influence of salinity on seagrass growth, survivorship, and distribution within Biscayne Bay, Florida: field, experimental, and modeling studies. *Estuaries* 26:131–141 DOI 10.1007/BF02691700.

López-Calderon, J., Riosmena-Rodríguez, R., Rodríguez-Baron, J. M., Carrión-Cortez, J., Torre, J., Meling-López, A., y García-Hernández, J. 2010. Outstanding appearance of *Ruppia maritima* along Baja California Sur, México and its influence in trophic networks. *Marine biodiversity*, 40(4), 293-300.

Lovelock, C. E., Atwood, T., Baldock, J., et al. 2017. Assessing the risk of carbon dioxide emissions from blue carbon ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(5), 257-265.

Mackey et al., 2007 P. Mackey, C.J. Collier, P.S. Lavery Effects of experimental reduction of light availability on the seagrass *Amphibolis griffithi* *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 342 (2007), pp. 117-126

Macreadie, P. I., Costa, M. D., Atwood, T. B., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., ... y Duarte, C. M. 2021. Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth y Environment*, 2(12), 826-839.

Marbà N. y Duarte C. M. 1998. Rhizome elongation and seagrass clonal growth *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 174, pp. 269-280

Mateos-Jasso, A., Zavala-Hidalgo, J., Romero-Centeno, R., y Allende-Arandía, M. E. 2012. Variability of the thermohaline structure in the northern Veracruz Coral Reef System, Mexico. *Continental Shelf Research*, 50, 30-40.

McKenzie L. J. 2003. Guidelines for the rapid assessment and mapping of tropical seagrass habitats. The State of Queensland, USA, Department of Primary Industries, 17:18.

McKenzie, L. J., Nordlund, L. M., Jones, B. L., Cullen-Unsworth, L. C., Roelfsema, C., y Unsworth, R. K. 2020. The global distribution of seagrass meadows. *Environmental Research Letters*, 15(7), 074041.

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* 9:552–560 DOI 10.1890/110004

McMahon, K., Collier, C., y Lavery, P. S. 2013. Identifying robust bioindicators of light stress in seagrasses: a meta-analysis. *Ecological Indicators*, 30, 7-15.

McMillan, C., y Moseley, F.N. 1967 Salinity Tolerances of 5 Marine Spermatophytes of Redfish Bay Texas. *Ecology* 48, 503-y.

Moncheva, S., Doncheva, V., Shtereva, G., Kamburska, L., 2002. Application of eutrophication indices for assessment of the Bulgarian Black Sea coastal ecosystem ecological quality. *Water Science and Technology* 46 (8), 19e28.

Morales-Ojeda, S. M., Herrera-Silveira, J. A., y Orellana, R. 2021. Almacenes de carbono en un paisaje de humedal cárstico a lo largo de un corredor transversal costero de la Península de Yucatán. *Madera y bosques*, 27(SPE).

Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (Eds). 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, www.grida.no

Nordlund, L. M., Koch, E. W., Barbier, E. B., y Creed, J. C. 2016. Seagrass ecosystem services and their variability across genera and geographical regions. *PLoS one*, 11(10), e0163091.

O'Brien, K.R., Adams, M.P., Ferguson, A.J.P., Villarreal-Samper, J., Maxwell, P.S., Baird, M.E., Collier, C.J., 2018. Seagrass resistance to light deprivation: implications for resilience. In: Larkum, A.W.D., R.P.J., Kendrick, G., (Eds). *Seagrasses of Australia*. Springer International Publishing AG, part of Springer Nature.

Ordóñez-López, U. y García-Hernández, V. D., 2005. Ictiofauna juvenil asociada a *Thalassia testudinum* en laguna Yalahau, Quintana Roo. *Hidrobiológica*, 15(2), 195-204

Oreska, M. P., McGlathery, K. J., y Porter, J. H. 2017. Seagrass blue carbon spatial patterns at the meadow-scale. *PloS one*, 12(4), e0176630.

Ortega Olmos, A. A. 2016. Percepción social respecto al potencial eco-turístico y propuesta de acción en torno al paradigma del desarrollo sustentable en Dzilam de Bravo, Yucatán.

Orth, R. J., Carruthers, T. J., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., et al. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56(12), 987-996.7

Palafox-Juárez, E. B., y de los Ángeles Liceaga-Correa, M. 2017. Spatial diversity of a coastal seascape: Characterization, analysis and application for conservation. *Ocean y coastal management*, 136, 185-195.

Parsons TR, Maita Y, Lalli CM. 1984. *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon press.

Penna N, Capellacci S y Ricci F. 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 3-4, 321-326 p.

Pérez-Espinosa, I., Martínez, M. E. G., Ressler, R. A., Landeros, L. H. V., y Cárdenas, G. H. 2019. Distribución espacial de la vegetación acuática sumergida en los Petenes, Campeche. *Terra Digitalis*, 3(2).

Phillips, Ronald C., y Ernani G. Menez. 1988. *Seagrasses*. Smithsonian Institution. Washington, D.C. Press

Ralph, P.J. 1998. Photosynthetic responses of *Halophila ovalis* (R. Br.) Hook. f. to osmotic stress. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 227, 203-220.

Repolho, T., Duarte, B., Dionísio, G., Paula, J. R., Lopez, A. R., Rosa, I. C., ... y Rosa, R. 2017. Seagrass ecophysiological performance under ocean warming and acidification. *Scientific Reports*, 7(1), 1-12.

Ricart, A. M., Pérez, M., y Romero, J. 2017. Landscape configuration modulates carbon storage in seagrass sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 185, 69-76.

Ricart, A. M., York, P. H., Bryant, C. V., Rasheed, M. A., Ierodiaconou, D., y Macreadie, P. I. 2020. High variability of Blue Carbon storage in seagrass meadows at the estuary scale. *Scientific Reports*, 10(1), 1-12.

Riosmena Rodríguez R. 2021. Base de datos de los pastos marinos mexicanos. Versión 1.10. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad CONABIO. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/cimce6> accessed via GBIF.org on 2022-09-05.

Romero J., K.-S. Lee, M. Pérez, M.A. Mateo y T. Alcoverro. 2006. Nutrient dynamics in seagrass ecosystems A.W.D. Larkum, R.J. Orth, C.M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, ecology and conservation*, Springer Dordrecht

Ruiz-Frau, A., Gelcich, S., Hendriks, I. E., Duarte, C. M., y Marbà, N. 2017. Current state of seagrass ecosystem services: research and policy integration. *Ocean & Coastal Management*, 149, 107-115.

Schlesinger, W. H., y Lichter, J. 2001. Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature*, 411(6836), 466-469.

Serrano, O., Lavery, P. S., Duarte, C. M., et al. 2016. Can mud (silt and clay) concentration be used to predict soil organic carbon content within seagrass ecosystems?. *Biogeosciences*, 13(17), 4915-4926.

Serrano, O., Lovelock, C. E., B Atwood, T., et al. 2019. Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature communications*, 10(1), 1-10.

Serrano, O., Mateo, M. A., Renom, P., y Julià, R. 2012. Characterization of soils beneath a *Posidonia oceanica* meadow. *Geoderma*, 185, 26-36.

Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., ... y Zieman, J. C. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144(7), 1961-1971.

Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., y Waycott, M. 2007. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), 3-20.

Song, C., Woodcock C. E., Seto K. C., Lenney M. P. y Macomber S. A. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects?. *Remote Sensing of Environment*. 75:230-244.

Soulsby, R. L. 1997. Dynamics of marine sands: a manual for practical applications. *Oceanographic Literature Review*, 9(44), 947.

Strickland, J. D. H., y Parsons, T. R. 1972. A practical handDzilamook of seawater analysis.

Terrados, J., y Borum, J. 2004. Why are seagrasses important?-Goods and services provided by seagrass meadows. *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*, 8-10.

Tribble GW. 1981. Reef-basel herbivores and the distribution of two seagrasses (*Syringodium filiforme* and *Thalassia testudinum*) in the San Blas Islands (Western Caribbean). *Marine Biology* 65:277281 DOI 10.1007/BF00397122.

United Nations Environmental Programme, GRID-Arendal, Birkeland Trykkeri AS, Birkeland

Unsworth, Richard KF, Lina Mtwana Nordlund, and Leanne C. Cullen-Unsworth. 2019. "Seagrass meadows support global fisheries production." *Conservation Letters* 12.1: e12566.

van Katwijk, M. M., van Tussenbroek, B. I., Hanssen, S. V., Hendriks, A. J., y Hanssen, L. 2021. Rewilding the sea with domesticated seagrass. *BioScience*, 71(11), 1171-1178.

Vaslet, A.; Bouchon-Navaro, Y.; Harmelin-Vivien, M.; Lepoint, G.; Louis, M. y Bouchon, C., 2015. Hábitos de alimentación de peces arrecifales asociados con manglares y pastos marinos en una laguna del Caribe: Un enfoque de isótopos estables. *Ciencias marinas*, 41(3), 217-232.

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 MG, Vega-Zepeda A, Collado-Vides L. Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Mar Pollut Bull.* 2017 Sep 15;122(1-2):272-281. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.057. Epub 2017 Jun 23. PMID: 28651862

Vollenweider, R.A.; Giovanardi, F.; Montanari, G. y Rinaldi, A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the new Adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329-357

Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., ... y 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.

Zieman J, Fourqurean JW, Iverson RL. 1989. Distribution, abundance and productivity of seagrasses and macroalgae in Florida Bay. *Bulletin of Marine Science* 44:292–311

Zieman, J. C. 1975. Tropical seagrass ecosystems and pollution. En: Ferguson, E. J. y E. J. Johannes (Ed.). *Tropical Marine Pollution* (pp. 63-74). Amsterdam: Elsevier Publication Co.

CAPITULO II .- ALMACENES Y FUENTES DE CARBONO EN PRADERAS DE PASTOS MARINOS DEL GOLFO DE MÉXICO (RESERVA DE LA BIOSFERA LOS PETENES Y DZILAM DE BRAVO)

INTRODUCCIÓN

Los pastos marinos debido a sus características estructurales y funcionales brindan numerosos servicios ecosistémicos entre los que destaca, la retención de sedimentos, refugio y alimento para especies de importancia económica y para la conservación, así como su función en la captura y almacén de CO₂ (Constanza *et al.*, 2014). Los procesos por los cuales se aísla el carbono orgánico del ciclo del carbono entre el océano y la atmósfera y es convertido a un estado donde se almacena durante mucho tiempo se denomina "almacenamiento". Este carbono se almacena a corto plazo en forma de biomasa de pastos marinos, cuando la materia orgánica (hojas muertas) recalca en los sedimentos se empieza a descomponer.

La materia orgánica del que se acumula en sedimento es representada por tres reservorios de carbono: Carbono lábil (que incluye celulosa), recalcitrante (incluida la lignina) y materia refractaria, así como carbono elemental y compuestos aromáticos del carbono (López-Capel *et al.*, 2005). Por ejemplo, la relación entre el carbono (C) y el N se puede utilizar para estimar la estabilidad de la materia orgánica, y si la relación C:N no cambio en el tiempo (o por profundidad dado que no hay una mezcla del sedimento) puede ser un indicador de carbono recalcitrante estable (Mateo *et al.*, 2006).

El carbono que se puede descomponer fácilmente a menudo se almacena porque se incorpora a sedimentos, donde las bajas concentraciones de oxígeno reducen las tasas de descomposición donde la actividad microbiana constituye alrededor del 50% de la eliminación de carbono orgánico de una pradera (Cebrian y Duarte, 1996). Las tasas de descomposición están relacionadas con la composición química de los tejidos de pastos marinos, por lo tanto, la velocidad en la que se incorporan a la matriz sedimentaria es diferente.

Fourqrean y Schrlau, (2003) midieron las tasas de descomposición de pastos marinos, y determinaron que después de 348 días de descomposición, el 5% de la biomasa residual de *Thalassia testudinum* correspondía a las hojas mientras que los rizomas aún mantenían el 49 % de su biomasa inicial. Estas diferencias se deben por una parte al bajo contenido de nutrientes en las hojas (C:N:P;883:52:1) y su alta tasa de descomposición ($0.017 \pm 0.001 \text{ d}^{-1}$) que las hacen más susceptibles a la degradación por microorganismos a diferencia de los rizomas que son más difícil de descomponer con un contenido nutrimental de 1503:56:1 y una tasa media de $0.0032 \pm 0.0002 \text{ d}^{-1}$. La diferencia entre la composición química de los tejidos de los diferentes productores primarios, a nivel ecológico resulta en su contribución a los almacenes de carbono.

El carbono que es capturado y almacenado en sedimentos de pastos marinos proviene tanto del detritus producido por la degradación de su biomasa (hojas, rizomas y raíces) que es el carbono autóctono (Agawin y Duarte, 2002; Hendriks *et al.*, 2008; Tanaya *et al.*, 2018), y de fuentes alóctonas de ecosistemas de manglar, marismas y sedimentos de ríos que van arrastrándolo a lo largo de su cuenca y depositado por último en la zona costera (Signa *et al.* 2017; Maklin *et al.* 2019). Generalmente la materia orgánica alóctona suele ser más difícil de descomponer debido a su composición química. Esto puede resultar en incertidumbres al momento de realizar análisis isotópicos en sedimentos superficiales ya que la naturaleza del carbono orgánico lábil superficial no es el mismo al que se encuentra cm más abajo en el perfil sedimentario. Por lo tanto, la contribución tanto de fuentes alóctonas como autóctonas están sujetas a diferentes procesos y factores, por lo que deben ser discutidas con precaución.

La relación entre el contenido de C_{org} y las características sedimentarias regulan en gran medida la concentración de carbono, por ejemplo, la densidad aparente seca de los sedimentos suele variar a escala regional. En zonas subtropicales la relación del C_{org} con los sedimentos carbonatados no es clara, mientras que regiones templadas la relación es negativa entre el contenido de C_{org} y la densidad del sedimento (Lima *et al.*, 2020).

El almacenamiento y flujos horizontales de carbono son dominados por la hidrodinámica, mientras que el eje vertical está determinado por un control biológico, donde C_{org} en los sedimentos es el resultado de la deposición directa y el entierro de la producción fotosintética in situ entre la superficie (fitoplancton) y el bento (pastos marinos y/o algas). En zonas expuestas suelen observarse arenas gruesas y pesadas, como resultado de la exportación de material fino hacia el océano debido al peso de estas partículas y las bajas tasas de sedimentación en una localidad que, se relaciona con la ausencia de pastos marinos, ya que las hojas actúan como buena barrera que intercepta las partículas circundantes en la columna de agua incrementando las tasas de sedimentación (Kim *et al.*, 2022).

La extensión de pastos marinos y la complejidad estructural, así como la composición de especies de la pradera, el enriquecimiento por nutrientes, incidencia de luz y parámetros fisicoquímicos afectan la contribución de fuentes autóctonas en los almacenes. El predominio de uno u otro control determinará en gran medida la magnitud y las fuentes de carbono stocks de C_{org} en los sedimentos de los estuarios, así como su distribución espacial. Pocos estudios han cuantificado el carbono orgánico en los ecosistemas de pastos marinos en México, o relacionados la salud del hábitat y la estructura de estas praderas (Samper-Villarreal *et al.*, 2016; Herrera Silveira *et al.*, 2020). En este contexto, es importante determinar las reservas de carbono tanto en la biomasa de pastos marinos y sedimentos asociados con estos hábitats, así como sus fuentes. Al ser uno de los ecosistemas con alto potencial en el secuestro del carbono, actualmente están siendo considerados dentro de las estrategias de mitigación ante el cambio climático, gracias a su alta productividad y su contribución al balance de carbono en las costas (Duarte y Chiscano 1999, Nellemann *et al.*, 2009).

JUSTIFICACIÓN

En México, durante las últimas décadas se ha perdido una considerable proporción de la extensión de los ecosistemas costeros ~50% desde 1992 al 2018 (Duke y Kruczynski, 1992, CONABIO, 2018; CCA, 2017), particularmente por perturbaciones como el dragado y la reducción en la calidad del agua asociada con el aumento del suministro de sedimentos favoreciendo los procesos de eutrofización de la zona costera, lo que reduce la luz que llega al bentos y con ello el potencial de las praderas para satisfacer sus necesidades nutricionales (Short y Wyllie-Echeverría 1996, Waycott *et al.*, 2009). Estos daños afectan la estructura de las praderas y las emisiones de CO₂ que generan los procesos de oxidación del carbono orgánico. Bajo este contexto es importante determinar el carbono almacenado tanto en tejido vivo y sedimentos asociados a estos hábitats, así como sus fuentes, tasas de descomposición y ritmos de acumulación, al igual que la configuración estructural de las praderas y la calidad de agua en la que se encuentran. Determinar la magnitud de los almacenes de carbono en praderas de pastos marinos, así como su variabilidad, distribución espacial y su relación con variables ambientales a escala regional, favorece por una parte a mejorar las estimaciones a escala global y también las variables asociadas a esos almacenes.

HIPOTESIS

Las reservas de carbono de las praderas de los pastos marinos en la biomasa viva y sedimentos en la misma región kárstica con influencia de agua subterránea son diferentes a escala intraregión entre la RBLP y Dzilam, así como intra-sitio respecto a la profundidad del agua, registrándose mayor acumulación de carbono en zonas con influencia de ecosistemas adyacentes/contiguos (manglares) por aportes alóctonos de C.

Las fuentes de C_{org} almacenado en los sedimentos de las praderas de pastos marinos son tanto alóctonas como autóctonas, siendo mayor la fuente alóctona cercana a la costa cuya aportación proviene de los manglares.

OBJETIVO GENERAL

Determinar la magnitud y variabilidad espacial de los almacenes de carbono en los pastos marinos de la Reserva de la Biosfera los Petenes y Dzilam de Bravo, así como las principales fuentes del carbono sedimentario.

OBJETIVOS PARTICULARES

Estimar la magnitud de los almacenes de carbono aéreo y subterráneo de pastos marinos en la RBLP y Dzilam, así como su distribución espacial.

Identificar y cuantificar la fuente de C_{org} que está almacenado en sedimentos superficiales de las praderas submarinas en la RBLB y Dzilam.

Determinar la relación entre las variables ambientales y el almacén de carbono en sedimentos.

Determinar la relación entre las características de las praderas y el almacén de carbono en sedimentos.

ÁREA DE ESTUDIO

La Reserva de la Biosfera los Petenes (RBLP) presenta una extensión de 282, 858 ha y se localiza entre 20°51'30"N y 90°20'00"O en la costa norte del estado de Campeche (CONANP, 2006). De la extensión marina de la RBLP (181, 991 ha), la vegetación acuática sumergida (VAS) ocupa el 82% de esta área (149, 613 ha), mientras que el resto es sustrato con escasa o nula vegetación (31, 069 ha) (Fig. 31). Esta área está dominada por prados continuos, monoespecíficos y mixtos de Tt, Sf y MxSf que en conjunto cubren 97, 000 ha, seguidos por praderas mixtas de pastos marinos con macroalgas (MxMa; 51,884 ha) (Fig. 32). En el litoral de Campeche las mareas son diurnas y tiene altos aportes de origen continental tanto por aguas subterráneas como canales (de la Lanza Espino *et al.*, 2004), además la franja costera se encuentra dominada por vegetación tipo manglar franja con influencia de Petenes en la zona más interna. Al norte de la península de Yucatán, Dzilam de Bravo se ubica a 21°23'33" N y 88°53' 29"O, el sitio se localiza en una zona con mayor exposición a los vientos y se presentan descargas puntuales de agua subterránea (Kantún, 2018). En Dzilam el área estudiada comprende 16, 309 ha, una zona con vegetación acuática sumergida mezclada que ocupa el 79% (12,822 ha) de esta área, mientras que el resto es sustrato consolidado con macroalgas (CMA) y arenales con macroalgas (SMa) con escasa o nula presencia (<5%) de pastos marinos (Fig. 32). Esta zona está dominada por praderas mixtas distribuidas en parches de *T. testudinum*, *S. filiforme* y *H. wrightii* con una alta abundancia de macroalgas (MxMa), seguidos por prados mixtos de pastos marinos con baja cobertura de macroalgas (Mx) (Fig. 32). Cabe mencionar que el sitio se encuentra con confluencia de manglares y una alta presión antrópica.

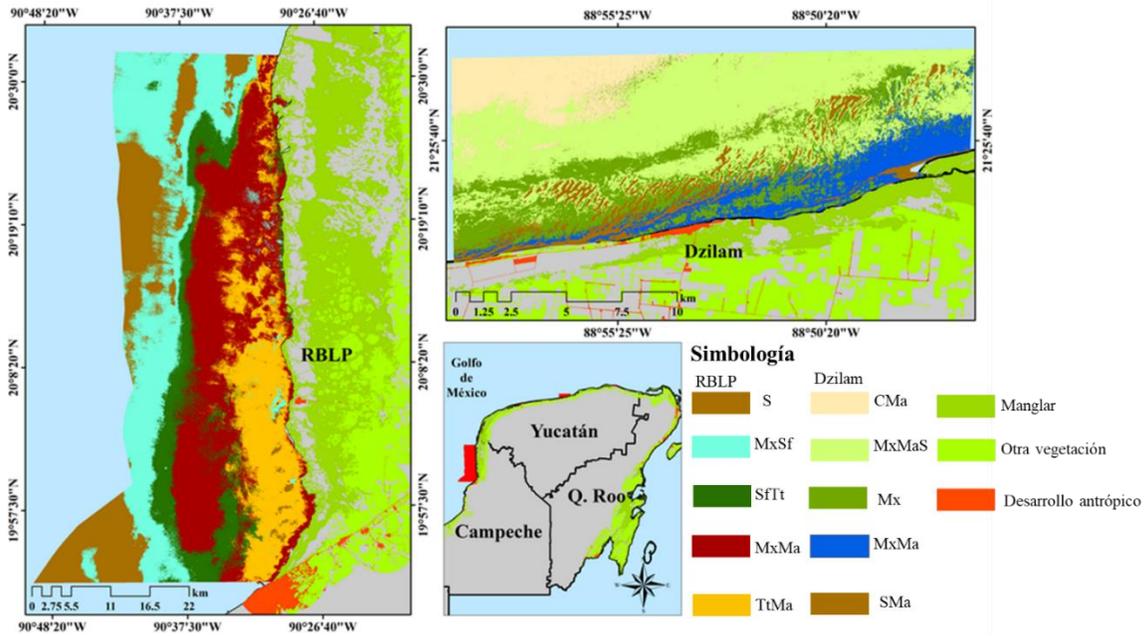


Figura 32.- Distribución y extensión de pastos marinos en la RBLP y Dzilam. Se presentan las clases obtenidas mediante el método de clasificación supervisada (Cap. 1, del presente estudio). Se observa la distribución de manglar y otro tipo de vegetación en la zona, así como las áreas con impacto antrópico obtenido de CONABIO, (2021).

MATERIAL Y MÉTODOS

Trabajo en campo

Obtención de sedimentos

Para determinar el almacén de carbono en los sedimentos, se utilizaron tubos de PVC (RBLP $n=62$; Dzilam $n=31$) que fueron introducidos manualmente al sedimento con ayuda de un marro (Fig. 33a). Los núcleos se sellaron para crear vacío y evitar la pérdida de sedimento y se extrajeron procurando la menor perturbación del núcleo (Fig. 33b,c). Debido a las características cársticas de la plataforma continental, la profundidad de penetración de los núcleos vario de 0.20 a 1 m. Los núcleos mayores a 60 cm fueron colectados en la RBLP aledaños a la zona de manglar (1 y 2 m de profundidad), mientras que el largo máximo en Dzilam no sobrepaso los 60 cm. La compactación del núcleo fue inferior al 5% en todos los casos, por lo que la compactación no se consideró para corrección en este estudio debido a la composición del sedimento grueso. En el laboratorio, los núcleos revelaron una alta heterogeneidad en varias capas de sedimento y se cortaron en secciones de cinco cm.

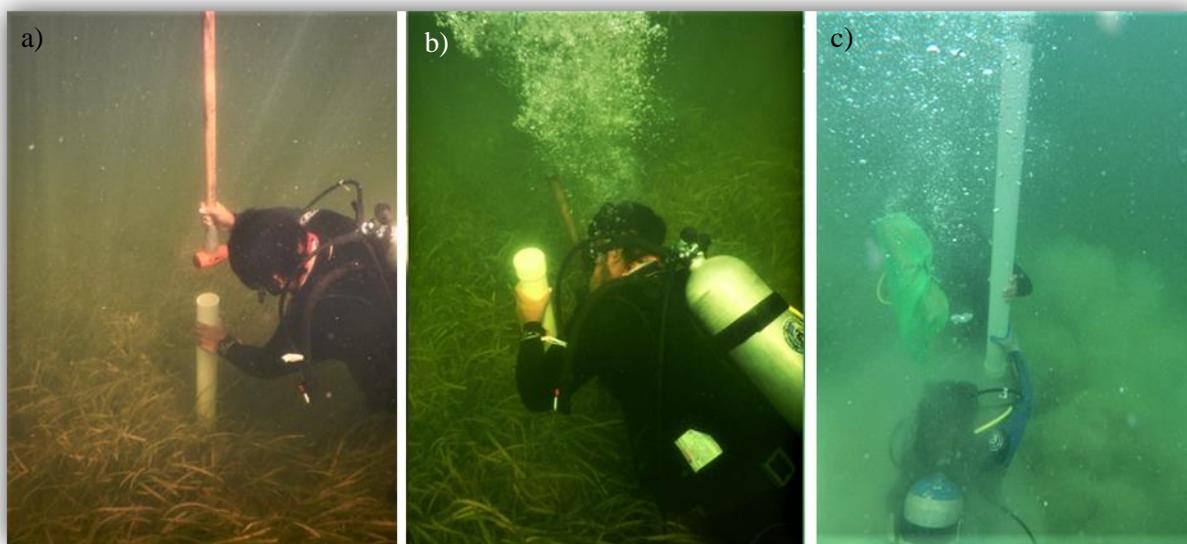


Figura 33.- Colecta de muestras de sedimentos. a) inserción del núcleo en el sedimento de forma manual; b) sellado al vacío del núcleo sedimentario; c) extracción del núcleo de forma manual.

Trabajo en Laboratorio

Caracterización de sedimentos

En el laboratorio, los núcleos mostraron horizontes heterogéneos por lo que la caracterización se realizó considerando el color de cada horizonte basado en escala Munsell (Fig. 35a). Se midió el largo total de cada núcleo (Fig. 35b) y se seleccionaron submuestras en rebanadas con un volumen de 5 cm^3 (Fig. 35c) (RBLP n= 298, Dzilam n=64).

Cada submuestra se limpió retirando restos de pastos marinos, conchas y fauna y se secaron a $70 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta tener un peso constante (Fig. 35d y e). Se determinó la densidad aparente seca (DAS) como el peso seco de las submuestras de sedimento dividido por el volumen de la submuestra (cinco cm^3) y expresado como g cm^{-3} .

Todas las submuestras se tamizaron en seco a través de una malla 0.18 mm y se pulverizaron en un mortero para homogenizar la muestra y obtener partículas finas. El contenido de materia orgánica (MO%) en el sedimento fue determinado por el método de pérdida por ignición (LOI, acrónimo en inglés), para esto se seleccionaron 2 gr de cada rebanada y se introdujeron a $500 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 4 h (Kendrick y Lavery, 2001; Heiri *et al.*, 2001). Para determinar el porcentaje de carbono orgánico ($\text{C}_{\text{org}} \%$) en el sedimento las muestras ($2\text{-}4 \text{ g}$) se acidificaron con $\text{HCl } 10\%$ para eliminar los carbonatos. El contenido de carbonatos en las muestras fue estimado siguiendo el método de Howard *et al.* (2014). La concentración de $\text{C}_{\text{org}} \%$ y $\text{NT} \%$ se determinó utilizando un autoanalizador CHN ThermoQuest (modelo Flash EA 112, Italia).

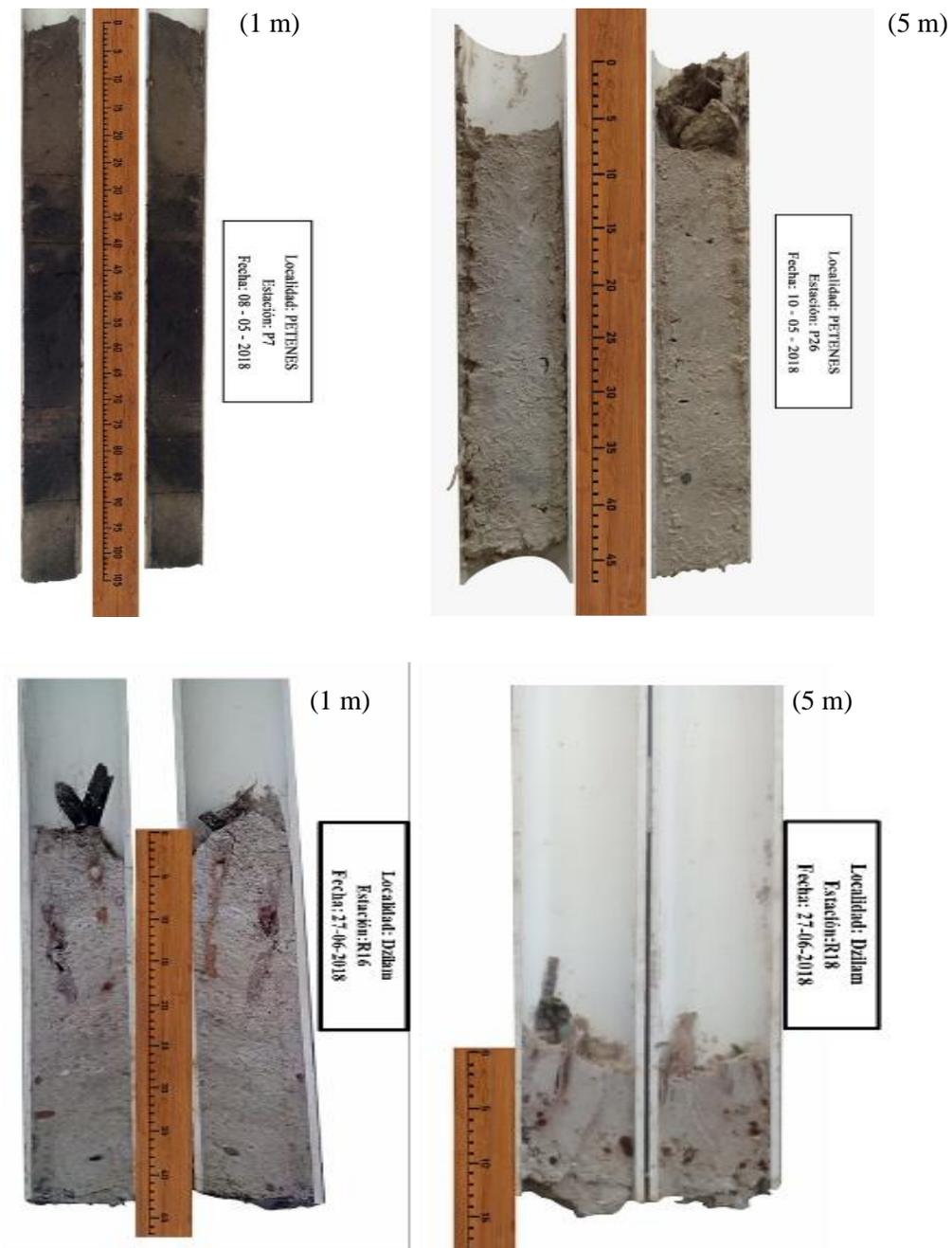


Figura 34.- Variabilidad en la longitud y coloración de los núcleos sedimentarios en la RBLP y Dzilam. Entre paréntesis, la profundidad del agua en la que fue recolectado.

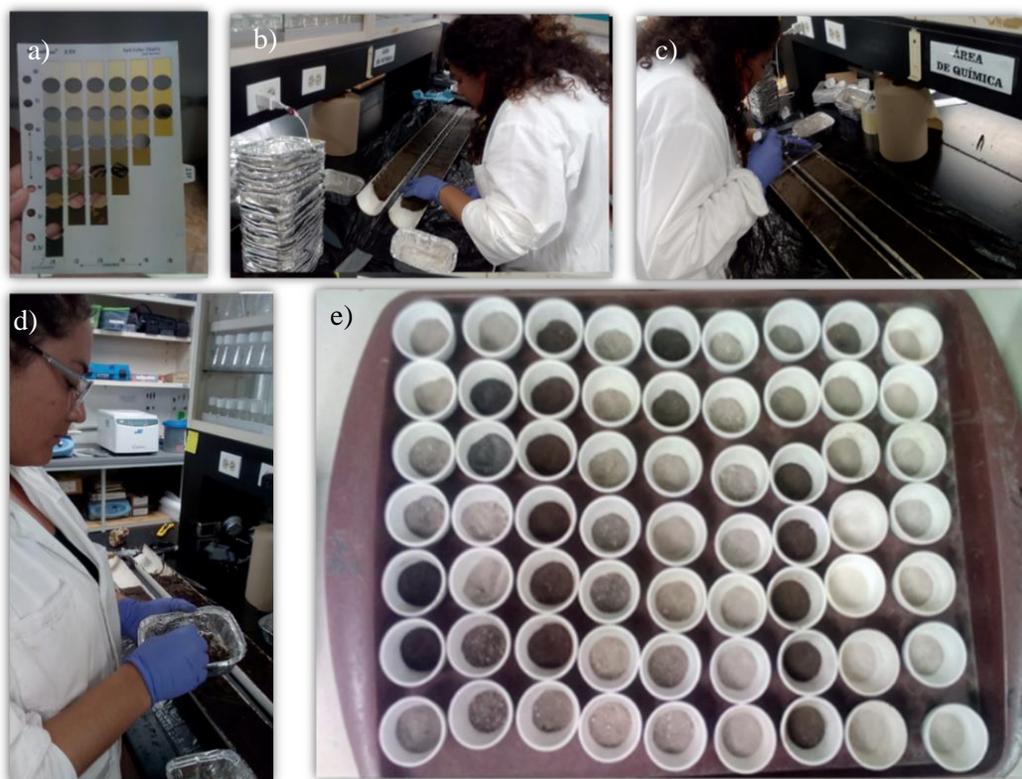


Figura 35.- Preprocesamiento y caracterización de las muestras de sedimentos marinos. a) tabla colorimétrica Munsell; b) medición del largo del núcleo; c) corte de las secciones de 5 cm³; d) limpieza de cada sección; e) detalles de las muestras secas después de LOI.

Determinación de PT %

El fósforo total en sedimentos se determinó mediante la técnica colorimétrica y por duplicado para cada muestra, acorde a la metodología descrita por Aspila et al., (1976) y Parson et al., (1984). Se pesaron 0.2 g de muestra de sedimento previamente secado y homogeneizado (Fig. 36a). El sedimento pesado fue depositado en matraces Erlenmeyer (50 ml), se agregaron 25 ml de HCL al 1 N (ácido clorhídrico al 1 Normal), y cubrieron con papel parafilm. La muestra fue colocada en un agitador orbital a 150 revoluciones por minuto durante 16 horas (Fig. 36b). Una vez agitadas las muestras, el fluido fue limpiado con un filtro número 42 y un embudo de 3" (Fig. 36c). La detección del fósforo total se realizó añadiéndole reactivos como molibdato de amonio y una mezcla de ácido ascórbico, tartrato de antimonio y potasio. La muestra se tiñe de azul y su intensidad está en función de la concentración de fósforo (Fig. 36d). La extinción de molibdato azul se mide en un espectrofotómetro a 885 nm usando una celda de 1 cm. La estimación de la concentración del fósforo se realizó utilizando la siguiente fórmula:

$$P (mg)Muestra (mg)=concentración*(0.00155)*factor de dilución masa (mg)$$

$$PT (\%)=(concentración*0.00155*factor de dilución masa (mg))*100$$



Figura 36.- Procedimiento para la detección de fósforo total en sedimentos de pastos marinos. a) muestra seca, b) muestra en el agitador orbital, c) embudo de 3", d) muestras con reactivos.

Análisis de isótopos

La determinación de las fuentes de carbono orgánico en el sedimento se llevó a cabo por medio del análisis de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, para esto, se seleccionó la capa superficial de núcleos sedimentarios (0-5 cm) (RBLP n=24; Dzilam=38) distribuidos en la zona norte, centro y sur de las zonas de estudio, considerando el gradiente de profundidad (1 a 5 m). Las submuestras se secaron a 50 °C, se pesaron y luego se tamizaron en seco a través de una malla 0.18 mm (Fig. 37a) y se pulverizaron en un mortero para homogenizar la muestra y obtener partículas finas (Fig. 37b). Las muestras se acidificaron con ácido al 10 % (HCl) hasta que la muestra no presentará reacción (Fig. 37c).

Las muestras se volvieron a secar a 50 °C y se encapsularon en capsulas de plata de 5 mm x 8 mm (Fig. 37d) con un peso entre 2 y 4 mg (Fig. 37c). El análisis se llevó a cabo en el Laboratorio de Análisis de Isótopos Estables (LAIE) de la Unidad Académica de Ciencias y Tecnología de la UNAM, Sede Parque Científico y Tecnológico de Yucatán, utilizando un espectrómetro de masas (Delta V Plus) con una precisión instrumental del 0.2%. El material estándar para el carbono es piedra caliza Pee Dee Belemnite y el estándar de nitrógeno es el nitrógeno atmosférico. La señal de carbono $\delta^{13}\text{C}$ se expresó en partes por mil (‰), que se obtuvo por la relación isotópica del isótopo pesado en relación con el ligero (ecuación 2).

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) \left[\left(\frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estandar}}} - 1 \right) \right] \times 1000, R = \frac{\delta^{13}\text{C}}{\delta^{12}\text{C}} \quad \text{Ec. 2}$$



Figura 37.- Proceso para la determinación de isótopos estables a). Tamizado; b) acidificación; c) capsulas de estaño; d) pesado de muestras.

Almacenes de Carbono Orgánico

Almacén de C_{org} en biomasa

Para estimar el contenido promedio de carbono en la biomasa viva (C_{bio}) de los componentes de los pastos marinos (aérea y subterránea), los valores de los pesos secos (g Ps m²) obtenidos previamente en el Capítulo 1 se convirtieron en equivalentes de carbono utilizando factores de conversión para cada especie: *Thalassia testudinum* (0.36), *Syringodium filiforme* (0.32) y *Halodule wrightii* (0.34) (Fourqurean y Zieman, 2002; Short *et al.*, 1985; Papiol *et al.*, datos no publicados). Posteriormente, los valores de biomasa total fueron extrapolados a Mg C ha⁻¹ mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Biomasa viva como almacén de carbono (Mg C ha}^{-1}\text{)} = \text{Contenido de carbono (kg C/m}^2\text{)} * (\text{Mg/1000 kg}) * (10\ 000 \text{ m}^2/\text{ha}).$$

Almacén de C_{org} en sedimentos

El contenido de C_{org} (CC_{org}; g C_{org} cm³) de cada sección de cinco cm se calculó a partir del C_{org} medido y la densidad aparente seca (DAS g cm⁻³) de cada sección, el cálculo se realizó siguiendo la metodología de Howard *et al.*, (2018) (ecuación 3).

$$CC_{org} = Z_{sec} * DAS_{sec} * C_{orgsec} / 100 \quad \text{EC. 3}$$

donde Z_{sec} es el grosor de la sección (5 cm), y el contenido de C_{org} de cada sección (C_{orgsec} %) se divide por 100 para convertir % a gramos de C_{org} de peso seco (g C_{org}). La cantidad de carbono almacenada en cada núcleo se calculó sumando el contenido de C_{org} en cada incremento de profundidad a lo largo del núcleo. Los valores de C_{org} contenido en cada núcleo se extrapolaron a 1 m de sedimento en Mg C ha⁻¹.

Existencias de C_{org} ecosistémico

Para determinar el carbono ecosistémico (Tg C) se consideró la extensión (ha) obtenidas en el Capítulo 1 de las clases de la comunidad de pastos marinos y macroalgas en la RBLP (149, 613 ha) y Dzilam de Bravo (12,822 ha) y se multiplicó por las existencias de carbono en biomasa+sedimentos (Mg C ha⁻¹) de cada clase. Los almacenes de carbono se convirtieron en equivalentes de CO₂ multiplicando por 3.67 (conversión factor, relación de peso molecular CO₂ a C_{org}) (Howard *et al.*, 2018).

Fuentes de Carbono

La contribución relativa de los diferentes productores primarios como fuentes potenciales de materia orgánica en los sedimentos de pastos marinos se estimaron utilizando modelos de mezcla de isótopos estables Fits (SIMMR V. 0. 3) (Parnell *et al.*, 2010, 2013). Los modelos de mezcla se ejecutaron por separado considerando cada muestra por profundidad de agua (1-5 m), y sólo se consideraron como fuentes potenciales la firma isotópica de aquellos productores primarios para los cuales tanto $\delta^{13}\text{C}$ y los valores de $\delta^{15}\text{N}$ estaban disponibles en la literatura considerando sitios similares a las zonas de interés: macroalgas ($\delta^{13}\text{C}$ -13 ± 0.2 ‰, $\delta^{15}\text{N}$ 1.74 ± 1.59 ‰), hojas de pastos marinos ($\delta^{13}\text{C}$ -11 ± 0.3 ‰, $\delta^{15}\text{N}$ 2 ± 0.2 ‰) y hojas de mangle rojo ($\delta^{13}\text{C}$ -29 ± 2 ‰, $\delta^{15}\text{N}$ 1.1 ± 0.09 ‰) (Duarte *et al.*, 2018; Campbell y Fourqurean, 2009; Vaslet *et al.*, 2015).

Análisis de datos

Mediante las distribuciones de frecuencias de las variables sedimentológicas, almacenes y fuentes de carbono. Se llevaron a cabo las pruebas de diferencias en las características de estos componentes entre profundidades se realizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, las variables que presentaron normalidad se analizaron por medio de ANDEVA. Además, se llevaron a cabo análisis para comparar entre localidades mediante pruebas t-Student y Mann-Whitney en el caso que no se presentó normalidad en la distribución de frecuencias. Estos análisis se ejecutaron con el programa *SigmaPlot 12*® con un nivel de significancia de 0.05. Se utilizó un modelo aditivo generalizado (GAM) para describir la influencia de variables estructurales de los pastos marinos y ambientales en los almacenes de carbono en cada sitio por separado. Los GAM se ajustaron asumiendo una distribución de error QuasiPoisson, ya que es el modelo que explica el mayor porcentaje de devianza, seleccionando el mejor modelo con base en mejor ajuste (R^2) y el valor más bajo de la validación cruzada generalizada (GCV). El GAM fue provisto con “splines” (s) de regresión para los “smooth term” de cada variable explicativa. El GAM fue ejecutado mediante el paquete mgcv del software R (4.2.2).

RESULTADOS

Características de los sedimentos

Densidad Aparente Seca (DAS)

Los sedimentos en la RBLP presentaron una DAS promedio de $0.33 \pm 0.15 \text{ g cm}^{-3}$ menor a lo obtenido en Dzilam ($0.92 \pm 0.23 \text{ g cm}^{-3}$) (Tabla 5). Estas diferencias entre sitios son estadísticamente significativas (Tabla 5). La mayor DAS en la RBLP se presentó en la zona profunda (3 a 5 m) mientras que en Dzilam la concentración de DAS en el gradiente de profundidad del agua fue homogéneo (ANEXO, Tabla 5). Estadísticamente estos sitios no presentaron diferencias de profundidad del agua (ANEXO, Tabla 5).

Materia Orgánica (MO%)

En la RBLP las concentraciones de MO% variaron entre 4 y 32% con máximos a 1 m de profundidad ($15 \pm 7\%$) (Tabla 5). Los valores de material orgánico en Dzilam fueron menores que la reserva con un máximo de 19% disminuyendo hacia la zona profunda, con diferencias entre localidades (Tabla 5).

Nitrógeno Total (NT %)

El Nitrógeno Total (%) presentó diferencias significativas entre sitios (Tabla 5). En la RBLP, los valores de NT % promediaron con $2.99 \pm 1.36 \%$ con máximos de 6% sin diferencias significativas en el gradiente de profundidad del agua (ANEXO, Tabla 5). En Dzilam de bravo la concentración de este nutriente fue mayor a lo registrado para la RBLP con presentó con un promedio de $4.19 \pm 0.5\%$ (Tabla 5), sin embargo, el rango de concentración en el gradiente de profundidad no mostró una tendencia clara (ANEXO, Tabla 5).

Fosforo Total (FT%)

El fosforo total (%) presento diferencias significativas entre sitios (Tabla 5). En la RBLP, los valores de FT % promediaron con $0.2 \pm 0.08\%$ con mínimos y máximos de 0.08 y 0.43%, respectivamente, sin diferencias estadísticamente significativas en el gradiente de profundidad del agua (ANEXO, Tabla 5). En Dzilam de Bravo la concentración de este nutriente presentó valores mínimos detectables y máximos de 0.1% (Tabla 5), sin embargo, el rango de concentración en el gradiente de profundidad no mostró una tendencia clara (ANEXO, Tabla 5).

Relación NT:FT

La relación NT:FT fueron estadísticamente diferentes entre los sitios muestreados (Tabla 5). La mayor relación se registró en Dzilam con 645 ± 447 sin diferencias entre el gradiente de profundidad del agua (ANEXO, Tabla 5). En la RBLP los valores fueron menores con promedio de 34.45 ± 23.3 .

Carbono Inorgánico (C_{ing} %)

El porcentaje de C_{ing} % fue estadísticamente diferente entre los sitios muestreados (Tabla 5). El mayor porcentaje se registró en Dzilam con $10.9 \pm 2.7\%$ sin diferencias entre el gradiente de profundidad del agua (ANEXO, Tabla 5). En la RBLP el C_{ing} % promedio con $4.19 \pm 3.57\%$ y máximos de 29%.

Carbono orgánico (C_{org} %)

La concentración de C_{org} % presento diferencias significativas entre sitios (Tabla 5). Las concentraciones de C_{org}% variaron entre 4 y 28% en la reserva, con la mayor concentración en la zona más alejada a la costa y notoriamente mayor que Dzilam (Tabla 5) cuya concentración máxima fue de 2.3% con una distribución homogénea en el gradiente de profundidad del agua (ANEXOS, Tabla 5).

Tabla 5.- Resumen de las características de sedimentos dentro del gradiente de profundidad en la RBLP y Dzilam. Se presentan los estadísticos, media, desviación estándar, mediana, mínimo y máximos para cada localidad.

Variable	Localidad	Media y DE	Mediana	Min	Max	Estadístico de prueba	Valor de P
DAS (g cm⁻³)	Dzilam	0.92±0.23	0.92	0.5	1.6	U= 26.000	(P = <0.001)
	RBLP	0.33±0.15	0.30	0.08	0.43		
MO (%)	Dzilam	7.8±4	6.5	3.7	19.6	U= 491.000	(P = <0.001)
	RBLP	12.52±6.32	10.25	4	32.17		
C_{ing} (%)	Dzilam	10.9±2.7	10.3	8.3	22	U= 70.000	(P = <0.001)
	RBLP	4.19±3.57	3.64	1.8	29		
C_{org} (%)	Dzilam	0.9±0.4	0.7	0.4	2.3	U=000	(P< 0.001)
	RBLP	10.51±4.6	8.92	4.3	28.6		
NT (%)	Dzilam	4.19±0.5	4.13	3.2	5.1	U= 000	(P = <0.001)
	RBLP	2.99±1.36	2.59	0.26	6.38		
FT (%)	Dzilam	0.02±0.03	0.01	0.004	0.11	U= 6.000	(P = <0.001)
	RBLP	0.2±0.08	0.21	0.08	0.43		
NT:FT	Dzilam	625±447	585	71	1803	H= 11.000	(P = <0.001)
	RBLP	34.45±23.3	26.13	1.88	122		

La relación entre la densidad aparente seca y el C_{org}% se describió mejor mediante una función de potencial, que explicó el 33% de la variación en los datos para la RBLP y 45% para Dzilam de bravo (Fig. 37). Estos resultados fueron significativos en cada localidad.

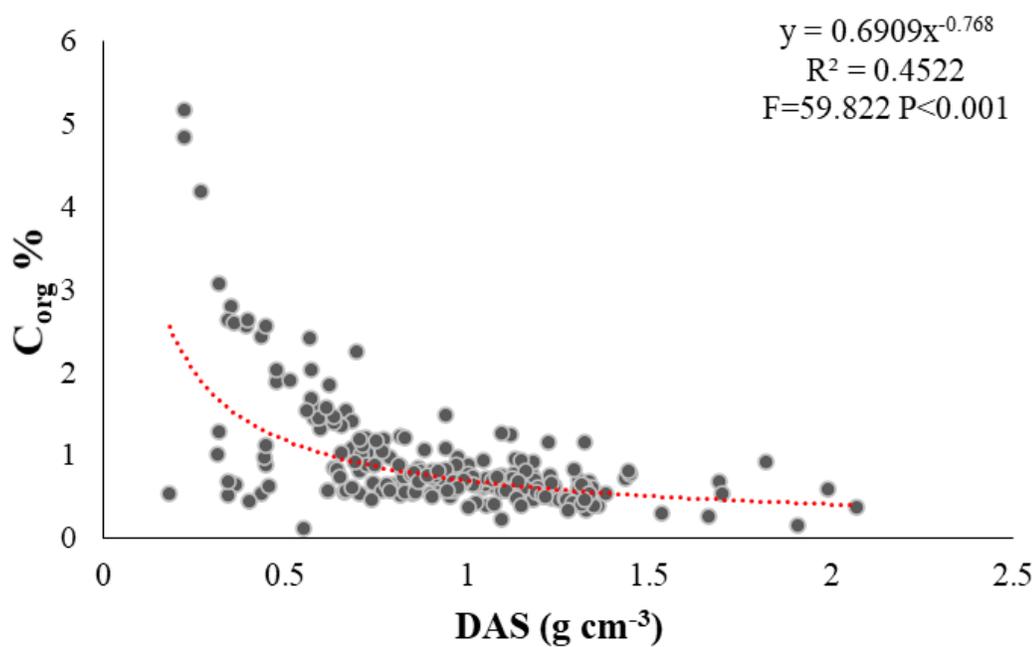
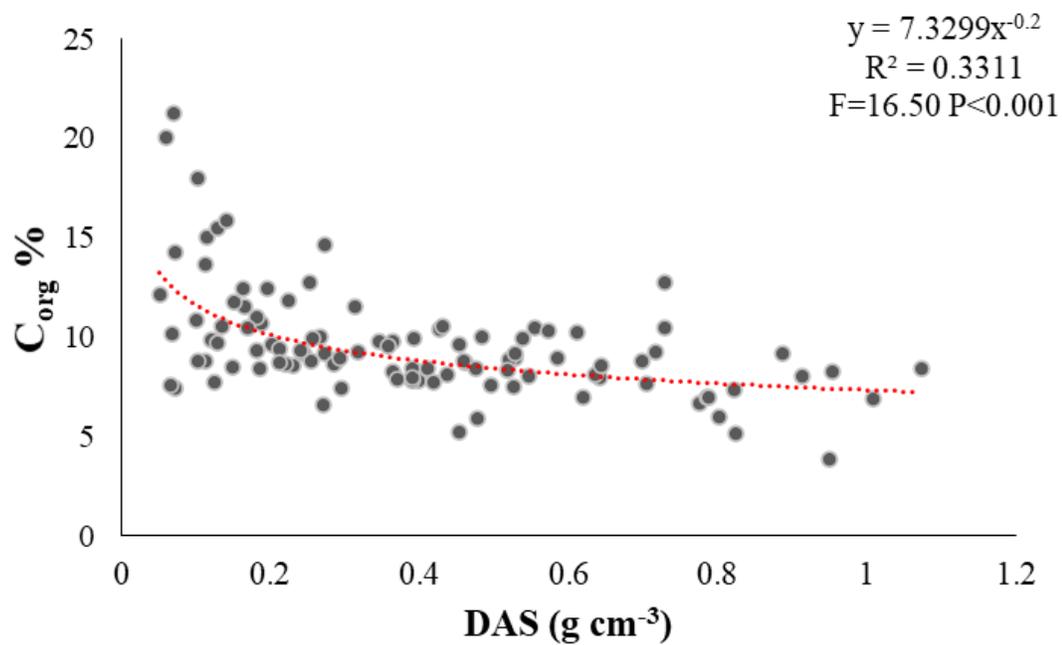


Figura 38.- Relación entre el carbono orgánico sedimentario ($C_{org}\%$) y la densidad aparente seca de los núcleos recolectados. a) RBLP, b) Dzilam de bravo.

Almacenes de carbono

Carbono en biomasa

El almacén de carbono en biomasa en la RBLP promedio con $2.2 \pm 0.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ mayor a lo estimado en Dzilam de Bravo ($2 \pm 1 \text{ Mg C ha}^{-1}$) sin embargo, estas diferencias no son significativas ($U = 1820, P=0.624$). Respecto al gradiente de profundidad del agua la reserva presento valores máximos a menor profundidad (1 y 2 m) disminuyendo de manera significativa en zonas profundas (3 a 5 m) ($gl = 4, H = 16.17, P = 0.003, \text{ Fig. 37}$). En Dzilam el almacén de carbono en biomasa fue homogéneo dentro del gradiente ($gl = 47, F = 0.29, P = 0.883$) (Fig. 37).

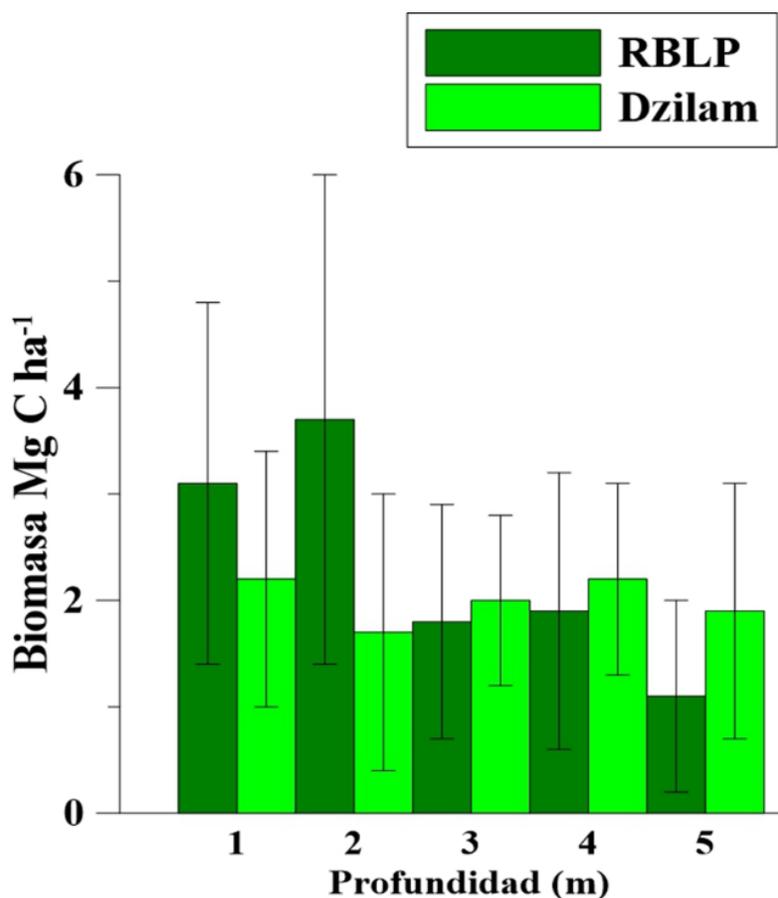


Figura 39.- Distribución de los almacenes de carbono (Mg C ha^{-1}) en biomasa dentro del gradiente de profundidad del agua en la RBLP y Dzilam (Media \pm DE).

La especie de pasto marino *Thalassia testudinum* (Tt) aportó la mayor contribución al carbono en biomasa en las localidades estudiadas. En la RBLP la especie Tt predominó de 1-3 m con un porcentaje entre el 81 y 100% (Fig. 39a), mientras que la mayor contribución a los 4 y 5 fue por *Syringodium filiforme* (Sf). En Dzilam, Tt predominó en el gradiente con excepción de los 2 m donde Sf, predominó (Fig. 39b).

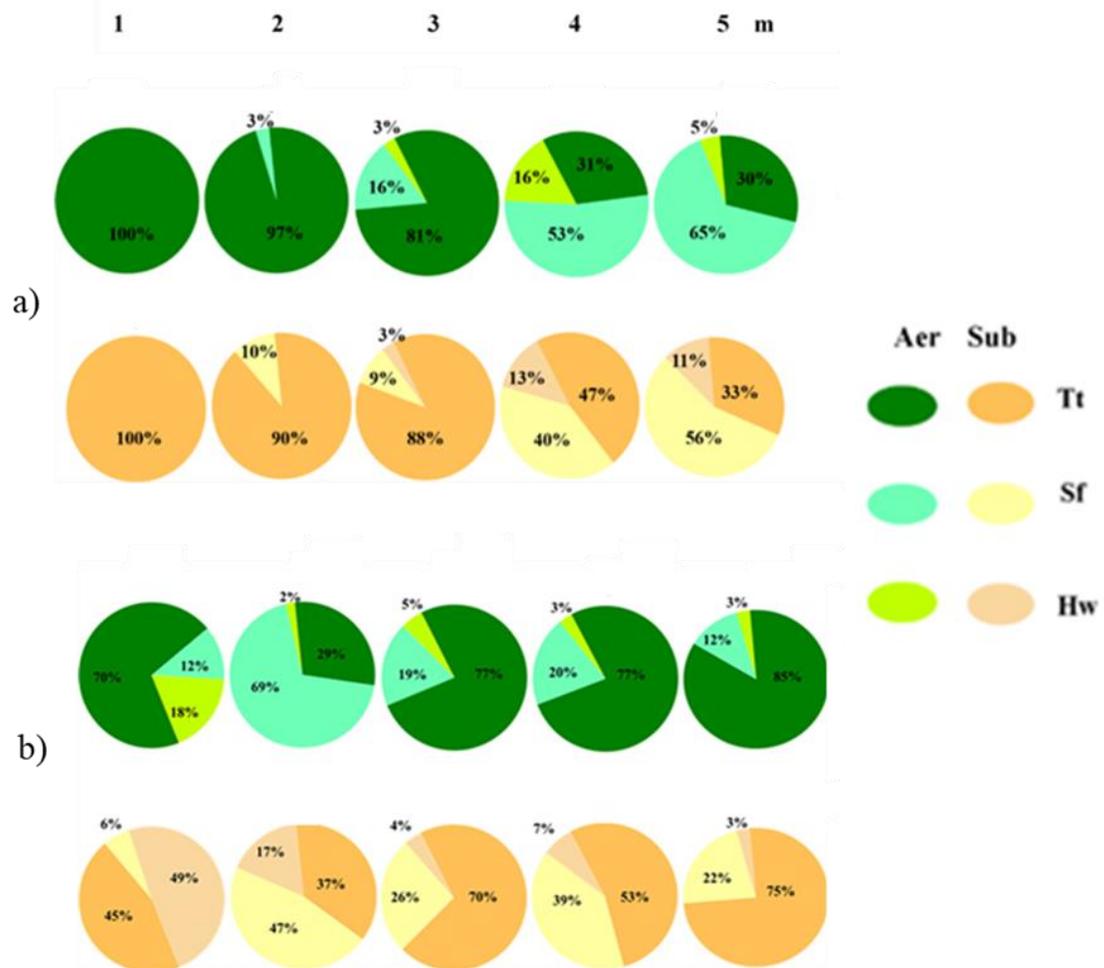


Figura 40.- Distribución de la contribución de las especies de pastos marinos a los almacenes de C_{org} en biomasa (aérea y subterránea) considerando el gradiente de profundidad del agua (1-5 m) . a) contribución de las especies en la RBLP y b) contribución en Dzilam .

Carbono orgánico en sedimentos

Los sedimentos de los pastos marinos en la RBLP presentaron el mayor almacén neto de C_{org} con 249 ± 205 Mg C ha^{-1} mientras que en Dzilam los valores fueron significativamente menores (21 ± 12 Mg C ha^{-1}) ($U = 1031$, $P = < 0.001$). A 1 m de sedimento la RBLP promedio con 328 ± 207 Mg C ha^{-1} y alcanzo niveles de 463 ± 207 Mg C ha^{-1} en la zona más somera cercana al manglar. Estos almacenes disminuyen con el incremento de la profundidad del agua. En Dzilam, el almacén extrapolado a 1 m de sedimento promedio con 100 ± 50 Mg C ha^{-1} , con máximo a 1 m de profundidad del agua con 117 ± 70 Mg C ha^{-1} (Fig. 40). En el presente estudio no se observaron diferencias en el gradiente en ambos sitios.

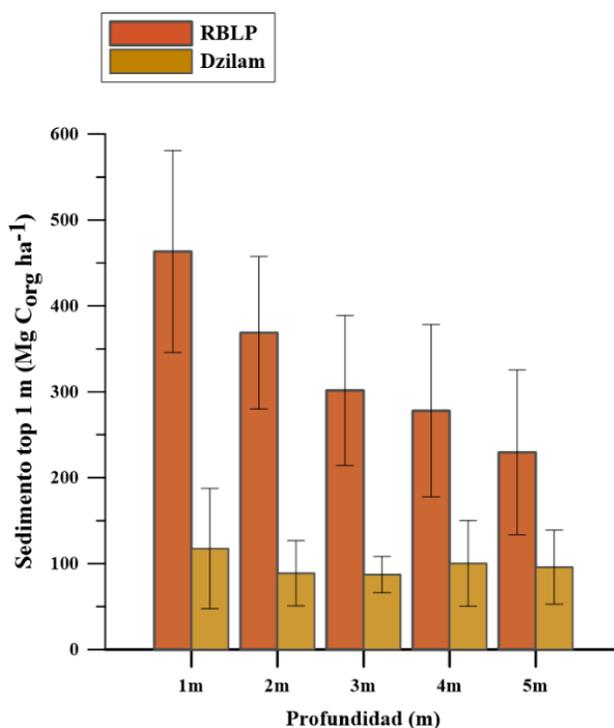


Figura 41.- Distribución del almacén de C_{org} sedimentos en el gradiente de profundidad (1-5 m) en la Reserva de la Biosfera los Petenes y Dzilam (Media \pm DE).

Carbono inorgánico en sedimentos

Los sedimentos de los pastos marinos en la RBLP presentaron el menor almacén neto de C_{ing} con $123 \pm 163 \text{ Mg C ha}^{-1}$ mientras que en Dzilam los valores fueron significativamente mayores ($288 \pm 139 \text{ Mg C ha}^{-1}$) ($U= 2,819$, $P = <0.001$). En la zona más somera cercana al manglar a 1 m de sedimento la RBLP promedio con $132 \pm 120 \text{ Mg C ha}^{-1}$. (Fig. 41). En Dzilam, el almacén extrapolado a 1 m de sedimento promedio con $1,477 \pm 691 \text{ Mg C ha}^{-1}$, con máximos a 5 m de profundidad del agua con $1,777 \pm 876 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Fig. 35). En el presente estudio no se observaron diferencias en el gradiente en ambos sitios.

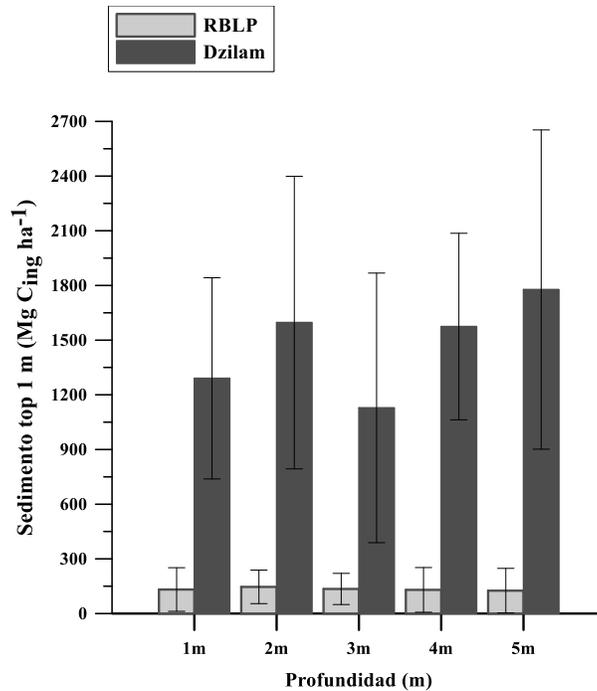


Figura 42.- Distribución del almacén de C_{ing} sedimentos en el gradiente de profundidad (1-5 m) en la Reserva de la Biosfera los Petenes y Dzilam (Media \pm DE).

Carbono ecosistémico

El carbono del ecosistema ($C_{\text{bio}} + C_{\text{sed}}$)*(ha) almacenado en la Reserva de la Biosfera Los Petenes mostro una alta variabilidad con un almacén de 47 Tg C mientras que en Dzilam el almacén fue menor con 1.23 Tg C (Tabla 6). Los mayores almacenes de carbono en sedimento se determinaron para praderas con una configuración monoespecífica de *Thalassia testudinum* con macroalgas (TtMa) con 411 ± 226 Mg C ha⁻¹. Considerando la extensión de cada tipo de pradera, en la RBLP el mayor almacén por cobertura de pastos marinos se presentó en praderas mixtas con macroalgas MxMa (Fig. 42) y en Dzilam en las praderas mixtas con macroalgas y arenales (MxMaS) con 16 y 0.70 Tg C, respectivamente (Tabla 6, Fig. 43).

Tabla 6.- Almacenes de C_{org} y emisiones de CO_2 retenidas en las clases de praderas de pastos marinos en RBLP y Dzilam. Se muestran la media \pm DE.

Clase	Extensión (ha)	Biomasa Mg C ha ⁻¹	Sedimento Mg C ha ⁻¹ top 1 m	Carbono ecosistémico Tg C	Carbono ecosistémico Tg CO _{2eq}
RBLP					
MxMa	51,884	2.7 \pm 1.90	307 \pm 185	16	59
MxSf	44,492	0.8 \pm 0.60	315 \pm 299	14	51
TtMa	30,189	2.6 \pm 1.55	411 \pm 226	13	48
SfTt	23,048	1.7 \pm 0.98	155 \pm 98	4	15
TOTAL	149,613			47	173
DZILAM					
MxMaS	7,624	2 \pm 1	89 \pm 49	0.70	2.6
Mx	3,321	1.9 \pm 0.9	94 \pm 44	0.32	1.19
MxMa	1,877	1.8 \pm 0.9	111 \pm 53	0.21	0.78
TOTAL	12,822			1.23	4.57

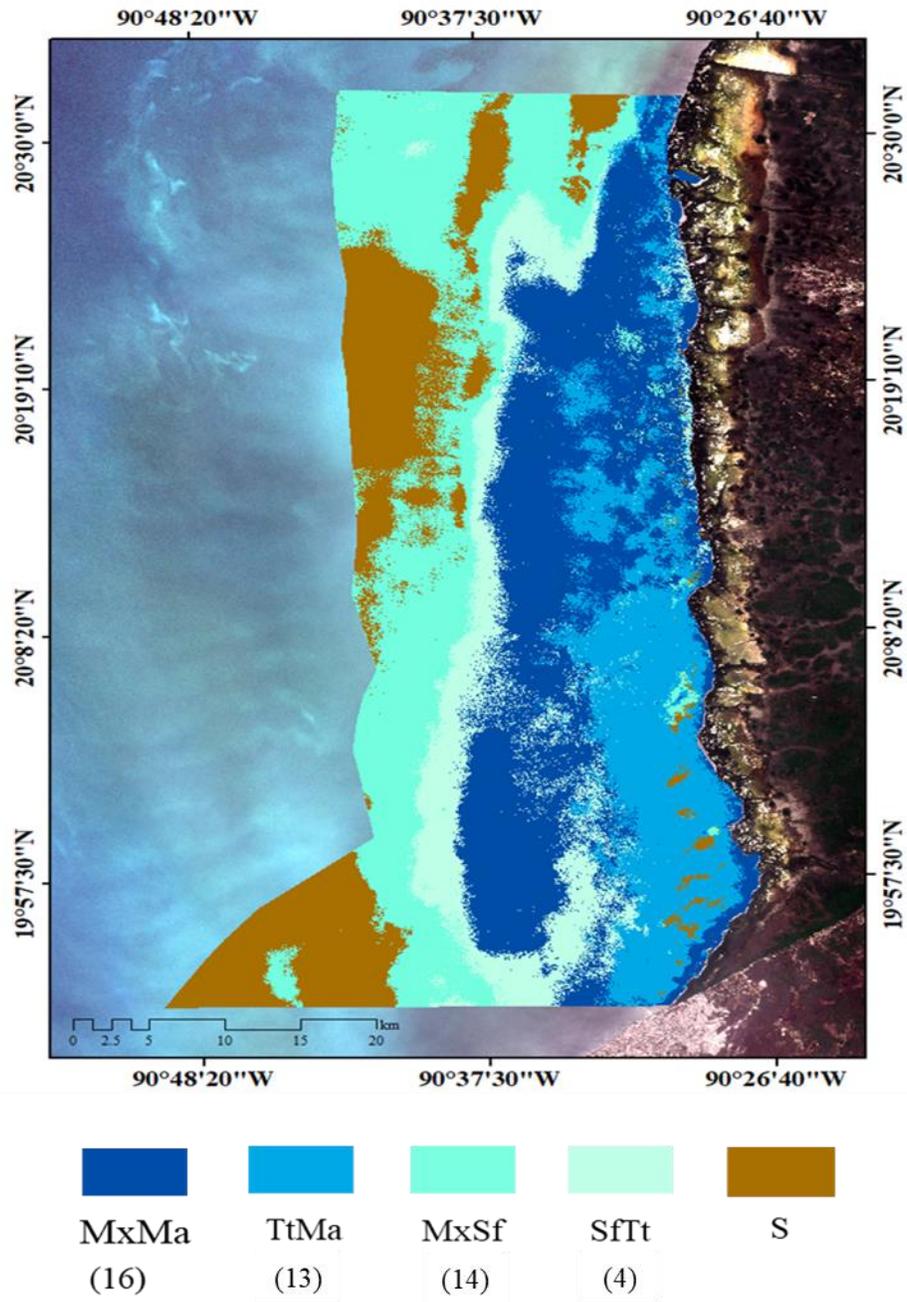


Figura 43.- Existencias de carbono ecosistémico (Tg C) de las clases de pastos marinos en RBLP.

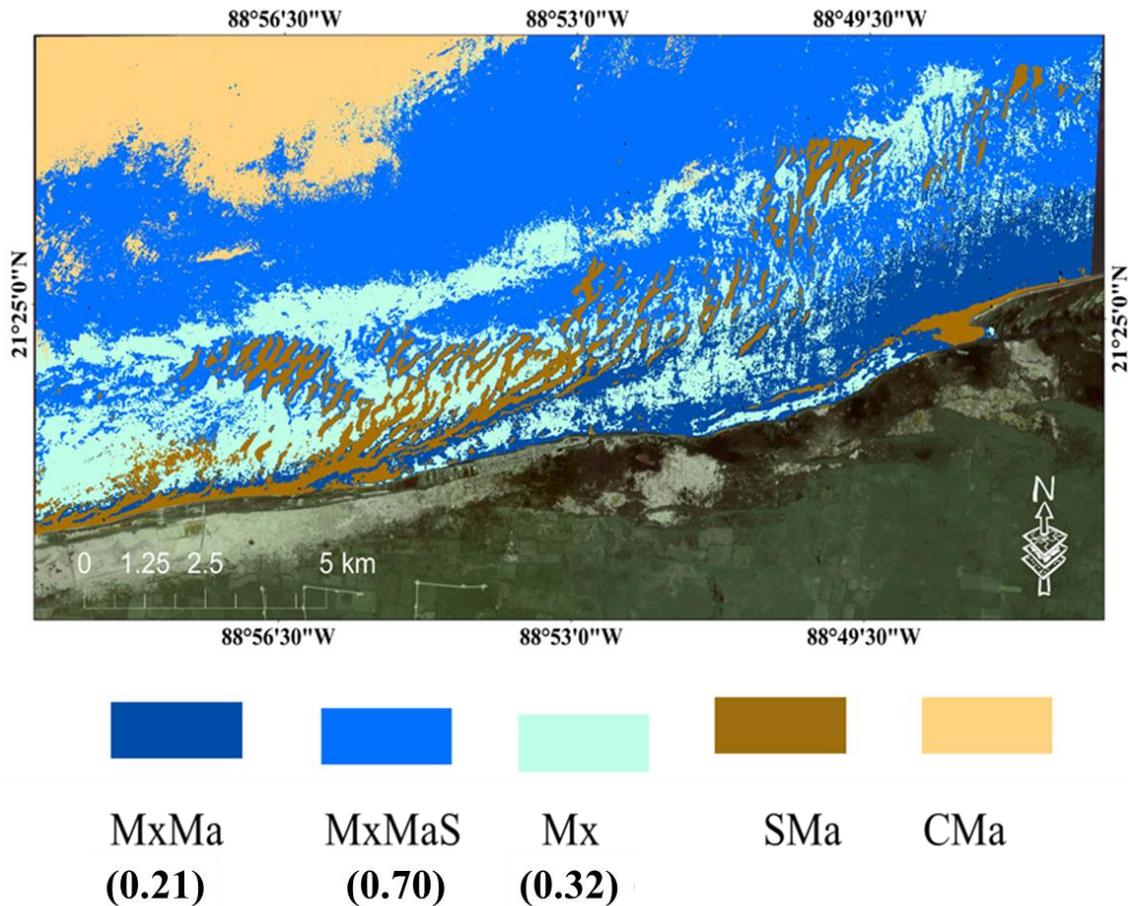


Figura 44.- Existencias de carbono ecosistémico (Tg C) de las clases de pastos marinos en Dzilam de Bravo.

Firmas isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

Los sedimentos superficiales recolectados en las praderas de pastos marinos en la RBLP y Dzilam tuvieron un promedio similar en las firmas espectrales de $\delta^{13}\text{C}$ con $-17\pm 3\%$ y $-17\pm 1.6\%$ respectivamente sin diferencias significativas entre sitios ($U=336.000$, $P = 0.084$), con un valor medio de $\delta^{15}\text{N}$ de $3\pm 1\%$ para ambas localidades ($t=0.0424$, $P = 0.966$). La distribución espacial de las firmas isotópicas en los Petenes se observó que en las áreas someras (1-2 m), el $\delta^{13}\text{C}$ varió entre -11 y -24% , mientras que en las áreas más profundas (4 - 5 m), el isótopo $\delta^{13}\text{C}$ varió entre -13 y -17% (Tabla 7) con diferencias en el gradiente ($F = 3.400$, $P = 0.029$). La concentración $\delta^{15}\text{N}$ mostro una variabilidad a lo largo del gradiente en

este sitio con un máximo a 2 m de profundidad ($\delta^{15}\text{N}$ $4\pm 0.6\%$) (Tabla 7) ($H = 33.516$, $P = <0.001$).

Tabla 7.- Composición elemental de isótopos estables de sedimentos superficiales de 1 a 5 m de profundidad, valores de densidad aparente y MO % en la RBLP.

Prof. (m)		$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
1	Media±DE	-21±4.2	3±2
	Mediana	-21	4
	Min-Max	-24 - -14	1-6
2	Media±DE	-17 ± 3.7	4±0.6
	Mediana	-19	4
	Min-Max	-19 - -11	3-5
3	Media±DE	-16±1.9	3±1
	Mediana	-16	4
	Min-Max	-18 - -13	1-4
4	Media±DE	-16±0.4	3±0.6
	Mediana	-16	3
	Min-Max	-17 - -16	3-4
5	Media±DE	-14±1	3±2
	Mediana	-14	3
	Min-Max	-15 - -13	0.2-4

En la localidad de Dzilam las firmas de $\delta^{13}\text{C}$ valores máximos en las áreas someras cercanas a la costa (1 a 2 m), con valores entre $\delta^{13}\text{C}$ -20 y -18 ‰ típicos de fuentes alóctonas (Tabla 8), estas estimaciones fueron estadísticamente diferentes en el gradiente de profundidad del agua ($H = 29.453$, $P = <0.001$). La concentración de $\delta^{15}\text{N}$ más alta se observó a 1 y 2 m con $\delta^{15}\text{N}$ 5 ± 0.1 y 4 ± 0.4 ‰, respectivamente ($H = 33.516$ $P = <0.001$).

Tabla 8.- Composición elemental de isótopos estables de sedimentos superficiales de 1 a 5 m de profundidad, valores de densidad aparente y MO% en Dzilam.

Prof. (m)		$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
1	Media±DE	-20±0.3	5±0.1
	Mediana	-20	5
	Min-Max	-20 - -20	5-5
2	Media±DE	-18±1.4	4±0.4
	Mediana	-19	4
	Min-Max	-20 - -16	4-5
3	Media ± DE	-17±0.5	3±0.3
	Mediana	-17	3
	Min-Max	-18 - -16	2-3
4	Media ± DE	-16±0.1	2±0.1
	Mediana	-16	3
	Min-Max	-16 - -16	2-2
5	Media ± DE	-17±0.4	2±0.1
	Mediana	-17	2
	Min-Max	-18 - -16	2-2

Fuentes de carbono

Los modelos de mezcla SMMIR identificaron que las principales fuentes de materia orgánica en los sedimentos de la RBLP son de origen autóctono con una contribución media de macroalgas y pastos marinos de 0.39 ± 0.19 y 0.36 ± 0.21 , respectivamente, mientras que la menor contribución fue por parte de fuentes alóctonas (manglar) con 0.24 ± 0.21 (Fig. 44a). En Dzilam presentó una mezcla tanto de fuentes alóctonas y autóctonas con una contribución al carbono de 0.33 para manglar y macroalgas y 0.34 ± 0.16 para pastos marinos (Fig. 44b). Los talos de macroalgas y las hojas de pastos marinos en los sedimentos costeros fueron fuertemente correlacionados negativamente en ambos sitios, en la reserva esta correlación fue de -0.94 mientras que en Dzilam este valor fue de -0.99 (Fig. 44 c y d).

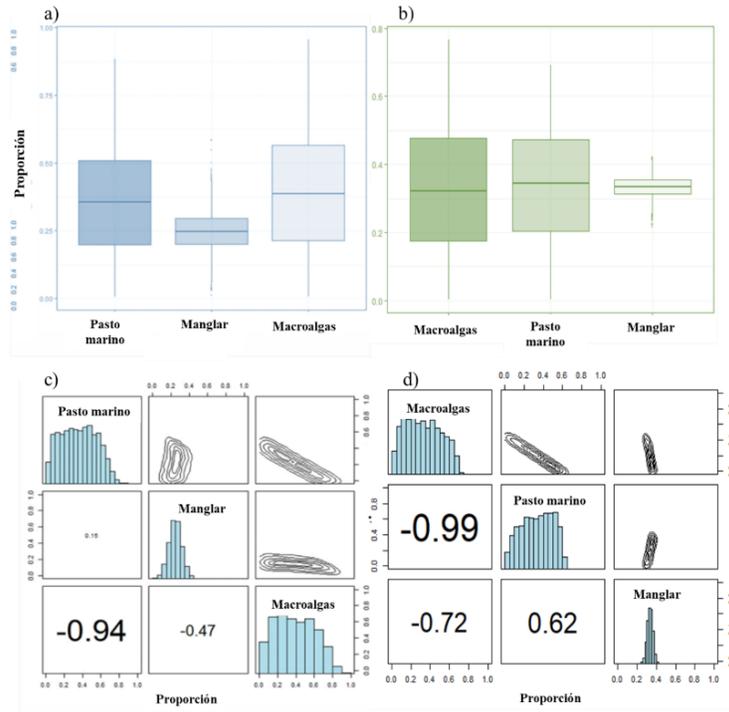


Figura 45.- Contribución de pastos marinos, macroalgas y manglares al carbono orgánico acumulado en sedimentos superficiales de pastos marinos calculados utilizando modelos de mezcla bayesianos. Diagramas de caja de la contribución proporcional de cada fuente a los sedimentos de pastos marinos a) RBLP y b) Dzilam. Las cajas se extienden de los percentiles 25 a 75 y las líneas dentro de los recuadros representan valores medios. Los gráficos matriciales muestran las distribuciones de probabilidad de cada fuente (en paneles diagonales), la probabilidad conjunta entre pares de fuentes (en los paneles superiores) y las correlaciones entre pares de fuentes (en los paneles inferiores).

La distribución espacial de las diferentes fuentes de C_{org} no fue homogénea a lo largo del gradiente de profundidad del agua en los sitios de muestreo. La RBLP presentó la mayor contribución de pastos marinos al carbono sedimentado a partir de los 3 m de profundidad del agua (>35%), mientras que la fuente alóctona presentó una contribución del 46% los primeros metros de profundidad del agua (1 y 2 m) (Fig. 45). En Dzilam la zona somera (1-2 m) presentó una dominancia por carbono de origen autóctono con 50 y 53% del carbono almacenado en sedimentos superficiales (0-5 cm), e incrementa respecto a la profundidad del agua (>62 %) (Fig. 45a). La contribución del manglar a 1 m de profundidad del agua es del 10% disminuyendo hacia la zona profunda (7%) mientras que las macroalgas presentan una contribución entre el 30 y 38% en el área de estudio (Fig. 45).

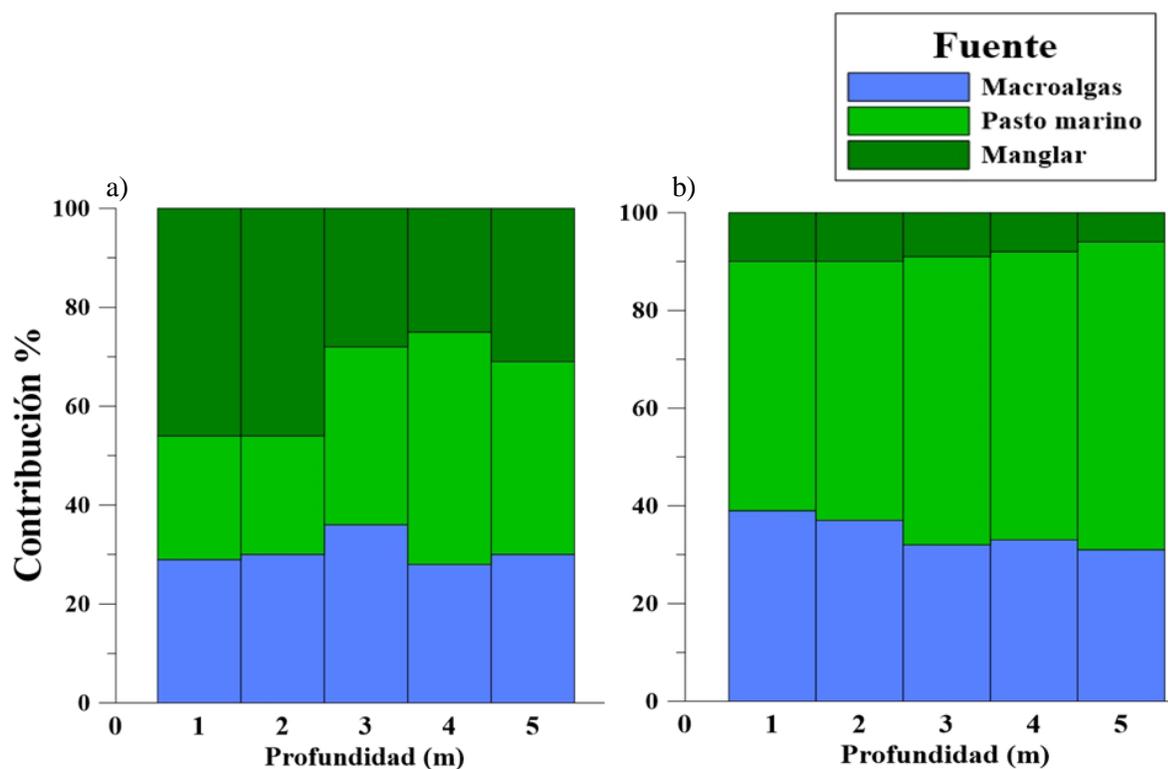


Figura 46.- Distribución de las fuentes C_{org} del sedimentario superficial dentro del gradiente de profundidad del agua (1-5 m). a), fuentes potenciales en la RBLP b) fuentes potenciales en Dzilam de Bravo.

Modelos Aditivos Generalizados (GAMs)

Los resultados de los GAM se resumen en la Tabla x. El GAM seleccionado para la zona de la RBLP constó de dos variables predictoras para C_{bio} (SRS y MO%) y dos variables de C_{sed} (biomasa de pastos marinos y profundidad). El efecto de los SRS indica que bajo concentraciones $>60 \mu\text{mol l}^{-1}$ el C_{bio} presenta una disminución, los resultados de este modelo explican el 71.7% de la desviación con un buen ajuste ($R^2=0.507$). En este sitio, el C_{bio} se ve altamente favorecido por los incrementos de MO% en el sedimento (Fig. 46). Para el C_{sed} , la profundidad es una variable que al incrementar, los almacenes de carbono sedimentario disminuyen (Fig. 47). El efecto de la biomasa de pastos marinos es positivo ya que a mayor biomasa mayores almacenes de C_{sed} (Fig. 47).

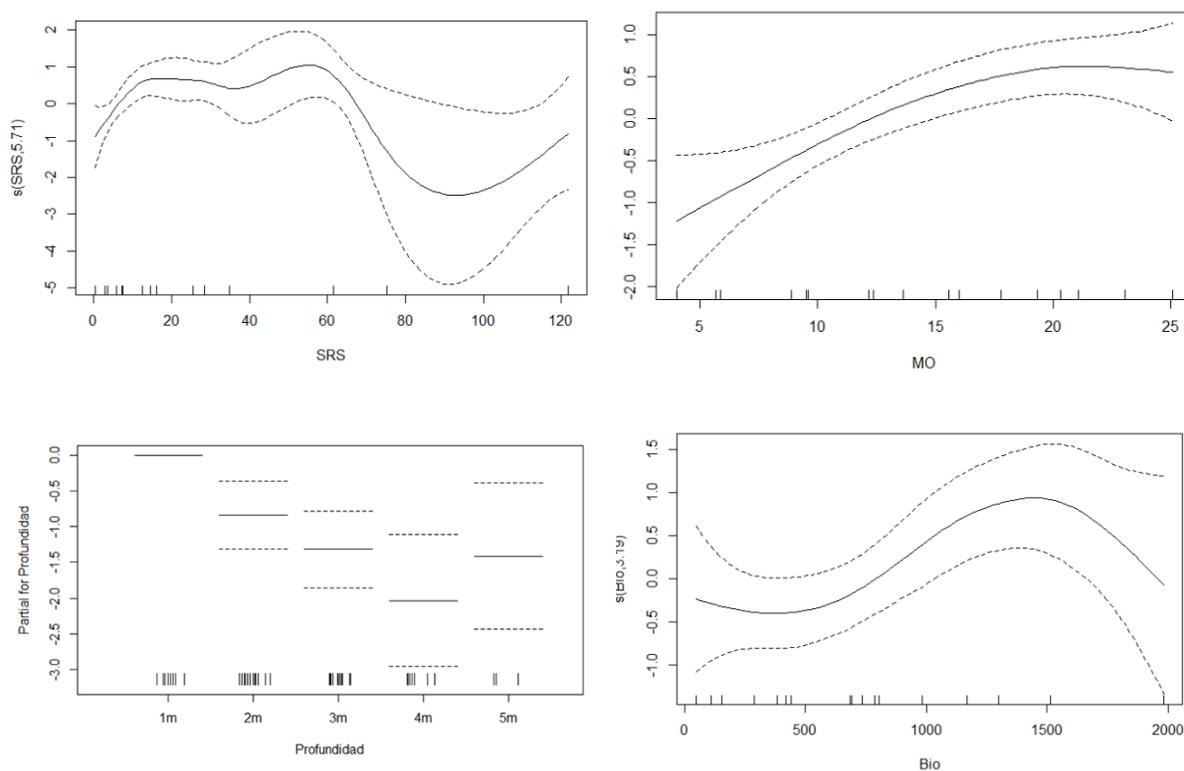


Figura 47.- Modelo Aditivo generalizado generado con las variables ambientales, biomasa de pastos marinos y el carbono sedimentario de la RBLP.

El GAM seleccionado para Dzilam de Bravo, indicó que el C_{bio} es regulado por la luz ya que fue la única variable que presentó una devianza explicada mayor al 40% (Fig. 48, Tabla 9). La incidencia de Luz presentó una devianza explicada del 76.3% con un ajuste de $R^2=61$, pero su efecto es dinámico y poco claro en los almacenes de C_{bio} dentro de la localidad de Dzilam. Para los almacenes de Corg en los sedimentos C_{sed} de la zona de los Dzilam de Bravo constó de dos variables predictoras de calidad del agua (Salinidad y la profundidad del agua) y dos de la estructura de pastos marinos (Biomasa y densidad de pastos marinos). La devianza explicada para la salinidad y la profundidad son del 43.9 y 54.5%, respectivamente (Tabla 9). Respecto a la densidad de haces de pastos marinos y su interacción con el C_{sed} , en Dzilam de Bravo, se presentan óptimos entre 600 y 800 haces m^{-2} , mientras que para la biomasa este rango varió entre 800 y 1000 $g\ Ps\ m^{-2}$ (Fig. 49).

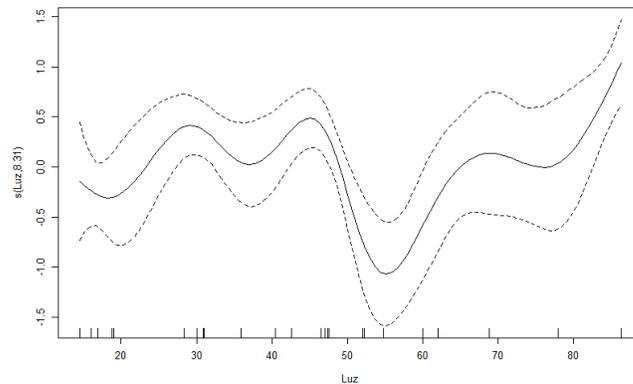


Figura 48.- Modelo Aditivo generalizado generado con la Luz y el C_{bio} de pastos marinos en Dzilam de Bravo.

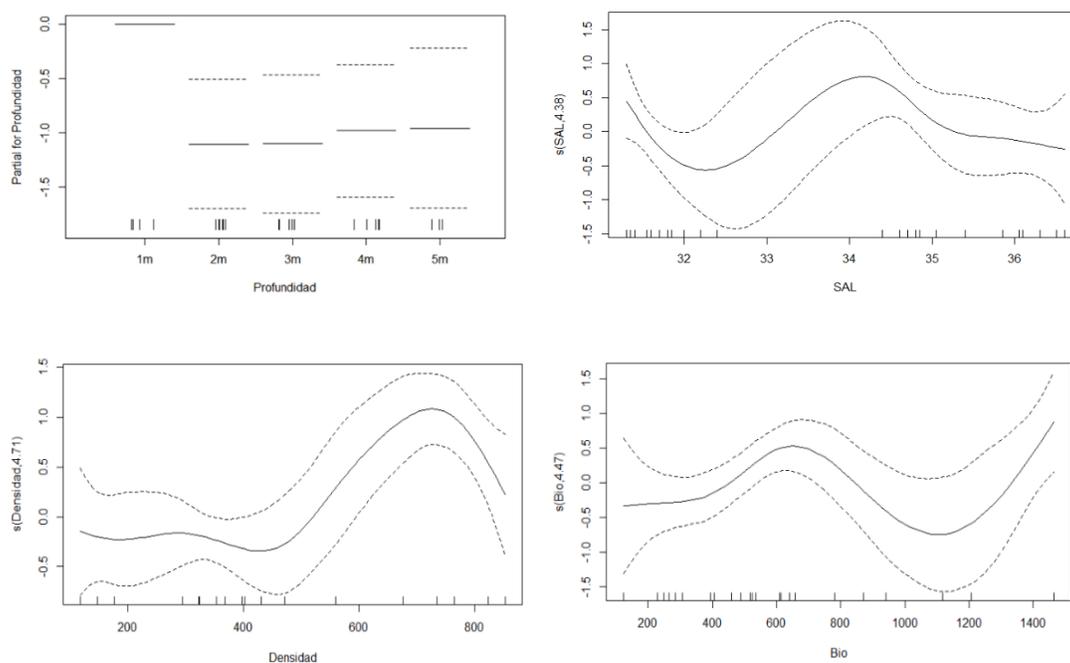


Figura 49.- Modelo Aditivo generalizado generado con las variables ambientales, (profundidad y sanidad) y estructurales (densidad y biomasa) con el carbono sedimentario en Dzilam de Bravo.

Tabla 9.- Resumen de los modelos aditivos generalizados en los sitios de estudio.

Modelo	Desviación Explicada (%)	GCV	R ² (adj)	Valor P
RBLP				
$C_{bio} \sim s(SRS)$	71.7	281.64	0.50	0.0693
$C_{bio} \sim s(MO)$	58.3	226.14	0.47	0.00936
$C_{sed} \sim (Profundidad)$	53.6	22.15	0.45	$<2e^{-16}$
$C_{sed} \sim s(Bio)$	51.8	131.3	0.40	0.0547
Dzilam				
$C_{bio} \sim + s(Luz)$	76.3	107.79	0.61	0.00389
$C_{sed} \sim s(Bio)$	51.6	24.26	0.35	0.034
$C_{sed} \sim s(Dens)$	69	16.11	0.68	0.0006
$C_{sed} \sim s(SAL)$	43.9	27.87	0.29	0.0671
$C_{sed} \sim (Profundidad)$	54.5	89.82	0.47	$<2e^{-16}$

DISCUSIÓN

Los sedimentos costeros en los sitios muestreados presentaron características típicas de la sedimentología que caracteriza a la plataforma continental de la Península de Yucatán, constituidos principalmente por sustrato arenoso, duro calcáreo y coralino (Nolasco-Montero y Carranza-Edwards, 1988). Las concentraciones máximas de C_{ing} en los sedimentos para la RBLP y Dzilam fueron de 4.19 ± 3.57 y $10.9 \pm 2.7\%$, respectivamente, lo que demuestra que, existe variabilidad regional en el porcentaje de $C_{ing}\%$ de los sedimentos en pastos marinos de zonas kársticas, e incluso en una misma zona ya que en el gradiente en los perfiles de profundidad del agua, la RBLP presentó un incremento de $C_{ing}\%$ a mayor profundidad (Tabla 5). Este patrón probablemente está influenciado por la incidencia material de tierra adentro o costero (arena) que se sedimenta o es atrapado por las hojas de los pastos marinos y ya no son transportadas mar adentro (Potouroglou et al., 2017), y de esta forma que los pastos marinos mantienen el SE de mitigación de la erosión costera. Es importante considerar el estudio de la distribución y preservación de $C_{ing}\%$ en sedimentos, porque los patrones de deposición y enterramiento de este componente juega un papel crucial en el ciclo del carbono y está vinculado a la regulación del CO_2 atmosférico, que se ve potencializado en zonas kársticas (Van Dam et al., 2021).

Actualmente existe una limitada disponibilidad de estudios en la región sobre la acumulación y enterramiento de $C_{ing}\%$ asociados a pastos marinos, lo que hace necesario conocer y cuantificar el contenido de este elemento en sedimentos costeros, así como los procesos de calcificación y emisiones de CO_2 , para reducir las incertidumbres sobre las evaluaciones de carbono azul.

En cuanto a la DAS, en la RBLP se presentaron valores notoriamente menores ($0.33 \pm 0.15 \text{ g cm}^{-3}$) respecto a Dzilam ($0.92 \pm 0.23 \text{ g cm}^{-3}$) a pesar de estas diferencias estos resultados son ligeramente menores al promedio global ($1.03 \pm 0.02 \text{ g cm}^{-3}$) y comunes de sedimentos carbonatados de pastos marinos (Fourqrean et al., 2012).

La alta densidad observada en Dzilam puede ser consecuencia de la presencia de dunas de arena marinas que se registran en la zona norte de Yucatán (Cuevas et al., 2013), ya que las arenas suelen mantener una relación positiva con valores altos de DAS. Por el contrario, en

la RBLP la baja densidad podría estar relacionada con las altas concentraciones de MO% y C_{org}% (25%) obtenidas en el área, que son consistentes con los sedimentos suspendidos y limosos de la zona menos profunda y aledañas al manglar dentro de la reserva. Valores altos en estos componentes generalmente se asocian a la presencia de granos más finos (limos y arcillas) (Dahl *et al.*, 2016). Las altas concentraciones de MO% pueden limitar el oxígeno debido a la actividad microbiana y baja permeabilidad al oxígeno, contribuyendo a una reducción de la remineralización de la materia orgánica y por lo tanto mayores existencias de C_{org}, a diferencia de sustratos arenosos donde hay constante energía hidrodinámica y mayor exportación del C_{org} % y baja sedimentación (Dahl *et al.*, 2016).

Almacenes y fuentes de C_{org}

Los almacenes de C_{org} en biomasa viva (C_{bio}) y en sedimentos (C_{sed}), así como en las fuentes de C_{org} mostraron una alta heterogeneidad regional y local (gradiente de profundidad). Los almacenes de C_{org} en biomasa viva en la RBLP (2.2±0.2 Mg C ha⁻¹) fueron ligeramente mayores que en Dzilam (2±1 Mg C ha⁻¹), coincidiendo con los valores reportados a escala global para biomasa en pastos marinos (2.5±0.4 Mg C ha⁻¹) (Fourqurean *et al.*, 2012), pero mayor a lo registrado en otras praderas de pastos marinos de la Península de Yucatán (Tabla. 10).

Tabla 10.- Valores de Carbono orgánico en biomasa viva en pastos marinos en diferentes localidades de México, se presentan la media (media±DE) y rango .

Localidad	Especie	C _{org} en biomasa (Mg C ha ⁻¹)	Referencias
Santa Clara, Yuc.	<i>T. testudinum</i>	0.9	Kantún-Manzano y Herrera-Silveira (2014)
Punta Cancún, Q. Roo	<i>T. testudinum</i>	0.22	Ramírez-Ramírez <i>et al.</i> (2014)
Bahía de Campeche	<i>T. testudinum</i>	0.63 - 1.13	López-Herrera <i>et al.</i> (2014)
Arrecife Cabezo, Ver.	<i>T. testudinum</i> , <i>S. filiforme</i>	1.51±0.1	Mendoza-Martínez <i>et al.</i> (2019)
Isla Mujeres, Q. Roo	<i>T. testudinum</i>	0.31±0.2	Mendoza-Martínez <i>et al.</i> (2021)
Lagunas en ANP's de México	<i>T. testudinum</i>	1.32±1.7	Cota-Lucero <i>et al.</i> (2021)
Dzilam, Yuc.	<i>T. testudinum</i> <i>S. filiforme</i> <i>H. wrightii</i>	2±1	Este estudio
Reserva de la Biosfera Los Petenes, Camp.	<i>T. testudinum</i> <i>S. filiforme</i> <i>H. wrightii</i>	2.2±0.2	Este estudio

En cuanto a los almacenes de C_{org} sedimentario, se determinó que en la RBLP los almacenes de C_{sed} netos por unidad de área fueron mayores ($249 \pm 205 \text{ Mg C ha}^{-1}$) a lo estimado para Dzilam de Bravo ($21 \pm 12 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Al extrapolar estos valores a 1 m de sedimento Dzilam de bravo fue menor $100 \pm 50 \text{ Mg C ha}^{-1}$ que la RBLP cuyo almacén de C_{sed} ($328 \pm 207 \text{ Mg C ha}^{-1}$), se encuentra sobre las estimaciones globales de C_{org} sedimentario ($194 \pm 20 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y lo reportado para pastos marinos en la región tropical de Australia (268 Mg C ha^{-1}) (Fourqurean *et al.*, 2012a). Los resultados obtenidos en la RBLP son similares a las magnitudes de carbono estimado para zonas estuarinas semicerradas dominadas por praderas mixtas con altas reservas de carbono (302 Mg C ha^{-1}) (Juma *et al.*, 2020). A continuación, se explican los principales controles de los almacenes de carbono en biomasa y en sedimentos para cada sitio.

Conectividad

En las costas de los sitios de estudio el flujo de los nutrientes costa-mar favoreció el desarrollo de pastos marinos, además se observaron gradientes en la concentración de nitrógeno y las fuentes de carbono en los sedimentos de la RBLP y Dzilam de bravo. La concentración de NT % y FT% en la RBLP presentaron valores medios de $2.99 \pm 1.36\%$ y $0.2 \pm 0.08\%$, respectivamente, mientras que en Dzilam se observó una alta concentración de NT% (4%). La alta concentración de este nutriente en la RBLP dio como resultado una relación NT:FT (34.45 ± 23.3) y demuestran que el nitrógeno no es una limitante en el área de estudio, sin embargo, en Dzilam de bravo los valores de nitrógeno dieron una alta relación de NT/FT con 625 y de la misma manera limitación de fósforo en el sedimento (Velásquez *et al.* 2016). A pesar que la señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ obtenida por las fuentes nitrogenadas fue similar entre localidades ($3 \pm 1\%$) y que son comunes en sedimentos costeros asociados a pastos marinos, se identificó que en Dzilam de bravo se presentaron valores máximos en la concentración de este nutriente ya que en las zonas ente 1 y 2 m de profundidad el sitio presentó valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 5 y 4‰, respectivamente. Dentro de los sedimentos asociados a pastos marinos, normalmente hay un fraccionamiento de solo 1‰-2‰ en asociación con la asimilación de las plantas debido a la limitación de la difusión (Kendall y McDonnell, 1998; Michener y Lajtha, 2007). El enriquecimiento de nitrógeno en Dzilam pudieran estar relacionados por

presencia de muelles, la basura y aguas no tratadas que se infiltran por las grietas y ojos de agua submarinos, que a largo plazo podrían presentar un mayor un impacto negativo en el ecosistema de pastos marinos de la localidad. Por lo que, se recomienda profundizar con estudios específicos sobre el estado de salud de pastos marinos en estas áreas y generar una propuesta de manejo y/o restauración.

Las firmas isotópicas de carbono en los sedimentos indican la presencia de fuentes tanto autóctonas como alóctonas ($\delta^{13}\text{C}$ -11 y -24 ‰) en diferentes proporciones (Tabla 7 y 8). Estos valores son similares a lo reportado en otras praderas de pastos marinos en zonas tropicales con características kársticas (Garcias-Bonet *et al.*, 2019). Los modelos de mezcla demostraron que las existencias de C_{org} en los sedimentos superficiales de pastos marinos en la RBLP son de origen autóctono con una contribución media de macroalgas y pastos marinos de 0.39 ± 0.19 y 0.36 ± 0.21 , respectivamente, mientras que la menor contribución fue por parte de fuentes alóctonas (manglar) con 0.24 ± 0.21 (Fig. 44). A diferencia de Dzilam donde la contribución de manglar y macroalgas fue similar con 33% cada una, mientras que la de los pastos marinos fue de 34 %. Dentro del gradiente de profundidad del agua se observa una contribución muy baja por parte de las fuentes alóctonas para este sitio (Fig. 45).

Las diferencias entre la contribución de estas fuentes en la RBLP están ligada al hecho de que tiene 282, 858 ha de manglar en su polígono terrestre, además de una intensa dinámica con el mar por el drenaje subterráneo y la influencia mareal con algunos escurrimientos superficiales que se originan en manantiales y desembocan contribuyen al ingreso de materia orgánica terrestre. En Dzilam de bravo las fuentes autóctonas contribuyeron en mayor medida al carbono sedimentario, que es común en ambientes de baja turbidez y con alta productividad de los pastos marinos (Samper-Villarreal, 2016).

El presente estudio demuestra la importante contribución de las macroalgas en almacenes de carbono en zonas de origen kárstico, pero es importante mencionar que los sedimentos analizados fueron superficiales por lo que, la contribución de materia orgánica estimada no representa el reservorio de carbono en los perfiles sedimentarios. Las macroalgas en sí no se consideran sumideros de carbono, debido a que carecen de lignina en sus estructuras de soporte y, por lo tanto, el material que contienen se remineraliza más fácilmente (la descomposición del material orgánico en sus formas inorgánicas más simples) entonces sus

productos no se almacenen el tiempo lo suficientemente significativos como para considerarse secuestrado. En cambio, a través de la producción de detritos, el carbono producido por las macroalgas puede ser secuestrado a través de vías menos directas por lo que se considera que son donantes de carbono (Macreadie *et al.*, 2019; Queirós *et al.*, 2019).

Los resultados del presente estudio sugieren analizar los perfiles sedimentarios para estimar la variabilidad temporal de los almacenes y fuentes de carbono para reducir las incertidumbres en las estimaciones. Cabe señalar que la identificación de fuentes potenciales de carbono y sus contribuciones de C_{org} a los sedimentos basado en isótopos estables, debe interpretarse con cuidado debido a que la alta correlación negativa indica que el modelo no pudo discernir de manera clara entre pastos marinos y macroalgas debido a que estas últimas mostraron un rango superior de probabilidad (Fig. 44) (Garcias-Bonet *et al.*, 2019), por lo tanto, la interpretación debe llevarse a cabo mediante un amplio conocimiento del ecosistema y las interacciones en las zonas de muestreo.

Se recomienda realizar análisis isotópicos de las hojas de las especies de pastos marinos y macroalgas del sitio, y de ser posible considerar la variabilidad temporal de las abundancias de cada grupo, ya que contribuiría en mejorar las estimaciones generadas por el modelo de mezcla y su interpretación. Estos modelos pueden complementarse mediante análisis de biomarcadores que han sido una herramienta útil para el estudio de contribución de macroalgas al secuestro de carbono (Abdullah *et al.*, 2017).

Calidad del agua y estructura de pastos marinos en los almacenes de C_{org}

A escala local, en la RBLP los almacenes de C_{bio} están influenciados por la concentración de materia orgánica del sedimento y los SRS en la columna de agua (Fig. 46), dos parámetros indicadores de conectividad con la contribución de aguas subterráneas y aportes de nutrientes tierra-mar. Los resultados del presente estudio indicaron que las altas concentraciones de MO% ($12.52 \pm 6.32\%$) que se acumulan en la RBLP son resultado del ingreso tanto de restos alóctonos como autóctonos, que podrían estar favoreciendo el crecimiento de la biomasa de

pastos marinos. La materia orgánica es un recurso alimenticio para una amplia variedad de especies bénticas y puede ser utilizada como depósito de nutrientes por las praderas submarinas (Ford *et al.*, 2001). Algunos estudios indican que concentraciones > 5 % de MO tienen un efecto negativo en el desarrollo de las macrófitas marinas en zonas eutrofizadas como limitación de luz (Koch, 2001).

En este sentido, la RBLP presenta una alta transparencia del agua (35%) y valores > 20 % de materia orgánica, por lo tanto, estos resultados sugieren que se deben realizar estudios locales para ajustar los requisitos del hábitat para materia orgánica para diferentes especies de pastos marinos. Los efectos de la concentración de SRS en la columna de agua en los almacenes de C_{bio} de pastos marinos no han sido bien documentados, sin embargo, en el presente estudio este nutriente inorgánico se asocia con la presencia de *T. testudinum* (Cap. 1). En la zona de estudio esta especie aporta el 79 % del C_{bio} , debido a las características del crecimiento de la especie ya que se le considera una especie longeva y de talla grande que genera una alta biomasa (Duarte, 1991; Juman, 2005; Serrano *et al.*, 2019), por lo tanto, es una especie clave en el monitoreo de las reservas de carbono aéreo en el sitio.

En la localidad de Dzilam de bravo, la luz fue una variable que explica los almacenes de C_{bio} , sin embargo, su efecto es poco claro y altamente variable (devianza explicada 76.3%, $R^2=61$). La luz favorece el desarrollo de biomasa de los pastos marinos, pero se puede ver limitada por diversos parámetros (epífitas, sólidos suspendidos totales, concentración de clorofila, nutrientes) (Koch, 2001; Lee *et al.*, 2007).

En el presente estudio no se evaluó el efecto de la presencia de epifitos ni sólidos suspendidos que podrían estar contribuyendo en los almacenes de C_{bio} del sitio, por lo tanto, se recomienda considerar estos parámetros con el fin de identificar los principales parámetros que regulan los almacenes de C_{bio} de los pastos marinos en la zona. El resto de las variables presentaron menos del 40% de la devianza explicada mediante el modelo GAM. El sitio presentó una homogeneidad de las variables fisicoquímicas del agua dentro del gradiente profundidad, lo que complica la resolución del modelo.

Los resultados del presente estudio indicaron que almacenes de C_{sed} son mejor explicados por la profundidad del agua, el efecto de las aguas subterráneas, así como la contribución de materia orgánica alóctonas, la biomasa y densidad de pastos marinos que se ven regidos particularmente por la energía del oleaje en cada sitio. En general la profundidad del agua presentó una influencia negativa con los almacenes C_{sed} en ambas localidades (Fig. 47 y 49). En particular, la RBLP presenta un gradiente con el mayor C_{sed} en zonas menos profundas (1-2 m) proveniente del manglar disminuyendo su contribución respecto al gradiente costamar, mientras que el C_{org} autóctono incrementó (>50%), por el contrario, la contribución de fuentes alóctonas en Dzilam fue menor a las autóctonas a lo largo del gradiente de profundidad del agua (<10%).

La concentración de estos nutrientes en el agua contribuye en la biomasa generada por los pastos marinos y al mismo tiempo sus altas concentraciones modifican la presencia de especies de pastos marinos, macroalgas (Cap. 1) y por lo tanto los almacenes de carbono (Mazarrasa *et al.*, 2018). *T. testudinum* al ser de talla grande produce altos valores de biomasa (583 ± 474 g Ps m^{-2}) y generalmente la concentración de C_{org} en sedimentos son mayor que especies de talla chica (Lyimo y Hamisi, 2022), lo que podría explicar las variaciones de carbono sedimentario en esta área protegida.

En Dzilam de Bravo se identificaron dos variables de calidad del agua predictoras (Salinidad y profundidad del agua). La biomasa y densidad de pastos marinos son las principales variables estructurales que contribuyen en los almacenes de C_{sed} , de esta zona. La concentración de sales en la columna de agua muestra que los máximos almacenes de C_{sed} se pueden observar entre 34-35 ups (Fig. 49). Esto coincide con valores que favorecen el crecimiento de especies como *T. testudinum* (30-40 UPS) (Zieman, 1975, Rudnick *et al.*, 2005). Dzilam presenta praderas mixtas, por lo que la densidad de haces de pastos marinos entre 600 y 800 haces m^{-2} y una biomasa total entre 800 y 1000 g Ps m^{-2} presenta mayor almacén de C_{sed} (Fig. 42). El crecimiento, la abundancia y la morfología de los pastos marinos

están fuertemente relacionados con disponibilidad de nutrientes (Short, 1987; Lee y Dunton, 2000), y Dzilam a pesar de ser un sitio oligotrófico, presenta las condiciones para un buen desarrollo de pastos marinos.

Carbono ecosistémico

El análisis de resultados obtenidos en las secciones anteriores, indica que no todas las praderas de pastos marinos en zonas de estudio de características regionales similares tienen el mismo potencial para el almacenamiento de C_{org} , ni la contribución de las fuentes de los productores primarios es la misma a pesar de la presencia de las mismas especies. La extensión de los pastos marinos con macroalgas en Dzilam fue de 12,822 ha, con un almacén de 1.23 Tg C_{org} . La RBLP tanto por mayor extensión (149, 613 ha) de pastos marinos como por mayor promedio de almacén de carbono por área (328 ± 207 Mg C ha⁻¹) presenta el mayor almacén de carbono ecosistémico (47 Tg C_{org}). Este valor contrasta con la estimación de Thorhaug *et al.*, (2017) de 37.38 Tg C_{org} para todo el Golfo de México y es similar a lo obtenido en los estudios registrados en la Península de Yucatán (48 Tg C_{org}) (Herrera-Silveira *et al.*, 2020), cabe mencionar que los datos de estos dos reportes son almacenes sin extrapolar a 1 m de sedimento.

Las mayores reservas de C_{org} de acuerdo a la extensión y constitución de las praderas se registró en las que son de tipo Mixtas con macroalgas (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*) con 16 Tg C_{org} en la RBLP mientras que, en Dzilam fueron significativamente menores en las praderas mixtas con macroalgas y arenales (MxMaS) que dominaron el área media de la zona (0.70 Tg C_{org}). Estas diferencias podrían estar relacionadas con las características estructurales de las praderas de pastos marinos (biomasa, densidad) (Tabla 9).

La RBLP se caracteriza por su menor elevación topográfica y extensa plataforma somera (~8 km x 1 m de profundidad del agua) que favorece mayor incidencia de luz a las praderas contribuyendo en su productividad, reflejándose tanto en su extensión continua y composición de especies, así como el crecimiento de sus hojas y raíces que promueven la

retención de partículas en los sedimentos y favorecen a los procesos de acumulación y retención de carbono. La baja energía generada por el estrés cortante de fondo durante el periodo de muestreo (mayo-agosto; $0.47 \pm 0.21 \text{ N m}^{-2}$) indicó que la fricción generada por el oleaje no es lo suficientemente alta como para tener un alto transporte de partículas sedimentarias como se presentó en Dzilam (Fredsoe 1984, Soulsby 1997). El buen desarrollo de las praderas submarinas y la baja energía hidrodinámica en RBLP la convierte en un reservorio de carbono azul.

En Dzilam de bravo los pastos marinos tienen un arreglo espacial fragmentado con una cobertura media del 71%. En algunas estaciones, se observó un arreglo en parches con coberturas <5% y dominadas por macroalgas y arenales. En este sitio hay un factor antrópico que podría contribuir a este arreglo espacial y es el de paso de las lanchas que dejan cicatrices que favorecen la erosión y potencializando pérdidas en los almacenes de C_{org} tanto aéreo como del sedimento (Waycott *et al.*, 2009; Lovelock *et al.*, 2017). Además, la intensa energía generada por el oleaje en esta localidad podría estar influyendo en los procesos de exportación de C_{sed} , lo cual se corrobora con la alta concentración de C_{ing} en los sedimentos ($288 \pm 139 \text{ Mg C ha}^{-1}$), los bajos valores de materia orgánica ($7.8 \pm 4 \%$) y las altas densidades aparentes ($0.92 \pm 0.23 \text{ g cm}^{-3}$), ya que son un reflejo de la exposición a la alta energía generada por el oleaje en el sitio (0.32 m), por lo tanto, puede ser considerado como un sitio productor y exportación de materia orgánica.

Para obtener una mejor estimación de la influencia del oleaje en los almacenes y fuentes de carbono en sedimentos a escala local, se recomienda realizar estudios que consideren la estimación de tasas de sedimentación (radioisótopos) y obtener datos *in situ* sobre la influencia del oleaje mediante sensores de flujo en ambos sitios, considerando una comparación entre la época de menor influencia del oleaje (mayo-agosto) y la mayor (diciembre-enero).

Emisiones potenciales de CO_{2eq}

En este estudio se identificó la conectividad entre dos ecosistemas costeros (manglares y pastos marinos) (De Boer, 2000; Serrano *et al.*, 2014) y simultáneamente, el papel de los pastos marinos como trampas de sedimentos y secuestradores de carbono alóctono (Mellors *et al.*, 2002; Hendriks *et al.*, 2008; Samper-Villarreal *et al.*, 2016). Además, se corrobora que los mayores almacenes de carbono se encuentran en los ecosistemas conectados ecológicamente, lo que les confiere las características de ser más resilientes y eficientes en la mitigación del cambio climático almacenando mayores cantidades de C_{org} que ecosistemas individuales.

La perturbación de los ecosistemas de pastos marinos contribuye en las emisiones de CO₂, ya que el carbono en la necromasa y el sedimento se oxidan con mayor facilidad si están expuestos en lugar de estar enterrado (por debajo de la 1er capa de sedimento). Considerando el tipo de pradera, la mineralización del carbono almacenado en 1 m de sedimento en la RBLP (C_{bio} y C_{sed}) podría liberar hasta 173 Tg de CO_{2eq} que corresponde a las emisiones generadas por el 27% de la población mexicana en 2020 (126,014,02 habitantes) sobre la base de las emisiones per cápita del consumo de combustibles fósiles estimadas para 2018 (3.74 t CO₂: Banco Mundial). En Dzilam la compensación por la reserva de CO₂ en forma de C_{org} es suficiente alta y relevante ya que las praderas retienen ~5 veces las emisiones de CO₂ generadas por la población de la localidad en 2020 (2,936 habitantes).

Handley *et al.*, (2007) estimaron que durante 1940 al 2002, las pérdidas del hábitat de pastos marinos en la costa norte del Golfo de México oscilaron entre el 20% y el 100% en la mayoría de los estuarios de la región. Considerando que, la pérdida de cobertura vegetal en el Golfo de México ha continuado, se estima una disminución del 50 % de 1.927.500 ha en 1992 a 947,327 ha en 2017 de pastos marinos (Duke y Kruczynski, 1992; Thorhaug *et al.*, 2017); esta pérdida es equivalente a una tasa de pérdida anual estimada de vegetación en la región de aproximadamente 3% durante un lapso de 25 años. Actualmente la RBLP y Dzilam

almacenan 139.94 Tg CO_{2eq}, bajo un escenario hipotético, si la vegetación costera en las zonas de estudio desapareciese a la misma tasa anual estimada, en 25 años, las praderas disminuirían el 70% de su extensión total.

Esto teóricamente provocaría la emisión de 0.9 Tg CO_{2eq}, considerando solo la pérdida de biomasa de pastos marinos y 98 Tg CO_{2eq} si el almacén en el sedimento se erosionara en las localidades de RBLP y Dzilam de bravo (Tabla 11). Bajo el escenario más catastrófico con pérdida total de pastos marinos y sedimentos se estima que 139.97 Tg CO_{2eq} (139,967,762.85 ton CO_{2eq}) serían emitidos a la atmósfera y al océano (Tabla 11), estas estimaciones equivalen a ~ 352 centrales eléctricas a base de gas natural por un año, sólo en Estados Unidos. En 2019, un total de 240 centrales eléctricas utilizaron carbón para generar al menos el 95% de su electricidad. Estas plantas emitieron 896, 626,600.7 toneladas métricas de CO₂ en 2019 (EPA 2021).

Tabla 11.- Estimación de las emisiones potenciales de CO_{2eq} en las praderas de pastos marinos en las zonas de estudio.

Localidad	Extensión (ha)	C _{bio} (Mg C ha ⁻¹)	C _{sed} (Mg C ha ⁻¹)	Escenario 1 = 25 años; pérdida de extensión 70%		Escenario pérdida de 100 %	
				C _{bio} Tg CO _{2eq}	C _{sed} Tg CO _{2eq}	C _{bio} Tg CO _{2eq}	C _{sed} Tg CO _{2eq}
RBLP	149,613	2.2	249	0.84	95.7	1.2	136
Dzilam	12,822	2	20	0.06	0.65	0.09	0.94

Las estimaciones obtenidas resaltan la importancia que tiene los estudios de carbono a escala regional y local, ya que la información generada permite a los tomadores de decisiones incorporar acciones específicas en sus planes de manejo sobre el carbono e incidir en estrategias de mitigación, así como en mejores medidas de compensación que conserven y/o recuperen los servicios ecosistémicos asociados a los pastos marinos de cada localidad.

Este estudio sirve de referencia para evaluar cambios positivos y/o negativos en las praderas de pastos marinos, y por lo tanto contribuir a la formulación de escenarios sobre los impactos que sufrirán los pastos marinos considerando los efectos del cambio climático y el desarrollo antrópico local y regional.

CONCLUSIONES

- Los sedimentos en la RBLP presentaron una DAS promedio de $0.31 \pm 0.25 \text{ g cm}^{-3}$ menor a lo obtenido en Dzilam de bravo ($0.92 \pm 0.23 \text{ g cm}^{-3}$).
- En la RBLP las concentraciones de MO% variaron entre 4 y 32% mientras que en Dzilam el valor máximo fue de 15%. En ambos sitios los valores máximos se presentaron a 1 m de profundidad del agua.
- El Nitrógeno Total (%) presentó diferencias significativas entre sitios. En la RBLP, los valores de NT% promediaron $2.99 \pm 1.36\%$. En Dzilam de Bravo, la concentración de este nutriente presentó valores altos de 4%.
- El fosforo total (%) presento diferencias significativas entre sitios. En la RBLP, los valores de FT % promediaron con $0.2 \pm 0.08\%$ con mínimos y máximos de 0.08 y 0.43%. En Dzilam de Bravo la concentración de este nutriente presentó valores máximos de 0.1%
- El porcentaje de C_{ing} % fue estadísticamente diferente entre los sitios muestreados. El mayor porcentaje se registró en Dzilam de bravo con $10.9 \pm 2.7\%$. En la RBLP el C_{ing} % promedio con $4.19 \pm 3.57\%$ y máximos de 29%.
- Las concentraciones de C_{org} % variaron entre 4 y 28 % en la reserva, con la mayor concentración en la zona más aledaña a la costa y notoriamente mayor que Dzilam (2.3%).

- Los almacenes de C_{org} en biomasa viva en la Reserva de la Biosfera de Los Petenes ($2.2 \pm 0.2 \text{ Mg C ha}^{-1}$) fueron mayores que en Dzilam ($2 \pm 1 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Los mayores almacenes de observaron en la zona somera ($< 2 \text{ m}$) en ambos sitios.
- A escala local, en la RBLP los almacenes de C_{bio} están influenciados por la concentración de materia orgánica del sedimento y SRS en la columna de agua.
- En la RBLP se determinó que los almacenes netos por unidad de área fueron mayores ($249 \pm 205 \text{ Mg C ha}^{-1}$) a lo estimado para Dzilam ($21 \pm 12 \text{ Mg C ha}^{-1}$), al extrapolar estos valores a 1 m de sedimento la RBLP mantuvo el mayor almacén ($328 \pm 207 \text{ Mg C ha}^{-1}$).
- Las firmas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ fueron similares en ambos sitios con -17 ± 3 y -17 ± 1.6 ‰ para la RBLP y Dzilam respectivamente, con un valor medio de $\delta^{15}\text{N}$ de 3 ± 1 ‰ para ambas localidades.
- Los modelos de mezcla SMMIR identificaron que las principales fuentes de materia orgánica en los sedimentos en los sitios muestreados son de origen autóctono contribuyendo con > 30 % al carbono superficial sedimentario.
- En la RBLP los almacenes de C_{bio} están influenciados por la concentración de materia orgánica del sedimento (devianza=71.5 %, $R^2=0.50$) y los SRS en la columna de agua (devianza=58.3%, $R^2=0.47$). En sedimentos los almacenes de carbono son mejor explicados por la profundidad (devianza=53.6%, $R^2=0.45$) y la biomasa de pastos marinos (devianza=51.8%, $R^2=0.40$).
- En Dzilam, la luz fue una variable que explica los almacenes de C_{bio} (devianza=76.3%, $R^2=0.61$). En este sitio se determinaron cuatro variables predictoras de C_{sed} (Salinidad (devianza=43.9%, $R^2=0.29$), la profundidad del agua (devianza=54.5%, $R^2=0.47$) biomasa (devianza=51.6%, $R^2=0.35$) y densidad de haces (devianza=69%, $R^2=0.68$).

- Los aportes alóctonos presentaron mayor contribución en las zonas someras (1-2 m) en ambas localidades.
- Las reservas de C_{org} según la extensión y constitución de las praderas se presentaron en las que son de tipo Mixtas con macroalgas (*Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*) con 16 Tg C_{org} , mientras que en Dzilam fueron significativamente menores en las praderas mixtas con macroalgas y arenales (MxMaS) que dominaron el área media de la zona (1.23 Tg C_{org}).
- Los altos almacenes en la RBLP podrían ser resultado de procesos de acumulación y retención de MO que se ven favorecidos por la baja energía generada por el estrés cortante de fondo durante el periodo de muestreo (mayo-agosto; $0.47 \pm 0.21 \text{ N m}^{-2}$) y puede ser considerado como un *hot spot* de carbono.
- La intensa energía generada por el oleaje en Dzilam podría estar influyendo en los procesos de exportación de C_{sed} , por lo tanto, puede ser considerado como un sitio productor y exportación de materia orgánica.
- La RBLP retiene 173 Tg de CO_{2eq} que corresponde a las emisiones generadas por el 27% de la población mexicana en 2020 (126,014,02 habitantes). En Dzilam la compensación por la reserva de CO_2 en forma de C_{org} es suficiente alta y relevante ya que las praderas retienen ~5 veces las emisiones de CO_2 generadas por la población de la localidad en 2020 (2,936 habitantes).
- Los sedimentos de los pastos marinos en la RBLP presentaron el menor almacén neto de C_{ing} con $123 \pm 163 \text{ Mg C ha}^{-1}$ mientras que en Dzilam los valores fueron significativamente mayores ($288 \pm 139 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

DISCUSIÓN GENERAL

La formación de los depósitos sedimentarios de C_{org} y su variación espacial en los pastos marinos dentro de la Reserva de la Biosfera de Los Petenes y Dzilam de Bravo se basó en 5 componentes: 1) buena calidad del agua (luz y nutrientes); 2) hidrodinámica local; 4) buen desarrollo de los pastos marinos y acumulación de biomasa (tejido subterráneo); 5) la entrada de C_{org} alóctono en el compartimiento de sedimentos. El grado de interacción entre estos factores resulta en diferentes capacidades para el secuestro de carbono en pastos marinos (Mazarrasa *et al.*, 2018).

En general ambas localidades presentaron una buena calidad de agua con diferencias en la concentración de nutrientes, temperatura, salinidad, disponibilidad lumínica y la hidrodinámica local. La interacción de estas variables resulta en diferencias en la composición, crecimiento, fisiología y la estructura de las praderas de pastos marinos (densidad, cobertura, asignación de biomasa) (Alcoverro *et al.*, 2001; Carruthers *et al.*, 2007).

Las praderas dominantes en las zonas de estudio son de tipo mixtas y debido a su extensión se encontraron los mayores almacenes de C_{org} , estos almacenes fueron generados en gran parte por *T. testudinum* la especie dominante en este tramo costero. Esta especie se caracteriza por ser una especie de talla grande y persistente, además presentó la mayor cobertura y almacenes de C_{org} en ambas localidades. Estos resultados coinciden con lo reportado por Serrano *et al.*, (2019) que mencionan que los mayores depósitos de C_{org} generalmente se encuentran en praderas dominadas por especies grandes y longevas de pastos marinos. Su gran desarrollo de biomasa y sus hojas y raíces atrapan y retienen la materia orgánica, disminuyendo la resuspensión y remineralización de C_{org} contribuyendo en los almacenes de carbono sedimentario.

Los altos depósitos de C_{org} en la RBLP ($249 \pm 205 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y los menores almacenes registrados en Dzilam ($20 \pm 12 \text{ Mg C ha}^{-1}$) son el resultado de una combinación de la influencia que tiene el oleaje y los aportes alóctonos. En la RBLP la energía hidrodinámica (oleaje y corrientes) fue menor a lo obtenido en Dzilam, coincidiendo con lo reportado para zonas tipo estuarinas donde las fuerzas hidrodinámicas son menores en comparación con las zonas expuestas como Dzilam de bravo. El estrés cortante de fondo indicó que el oleaje en el área de estudio es la principal fuente de variación en la redistribución de C_{org} en esta zona. Sin embargo, se recomienda incrementar los esfuerzos para una mejor caracterización de la hidrodinámica del sitio ya que los datos corresponden a modelos que deben ser corroborados en campo y así precisar los controles de los flujos de carbono en la zona de interés.

La alta energía registrada en Dzilam podría estar promoviendo los procesos de exportación y remineralización de carbono, además de afectar la movilidad de los sedimentos (Koch *et al.*, 2006). Esto se vio reflejado en las características sedimentológicas como los altos valores de DAS ($0.92 \pm 0.23 \text{ g cm}^{-3}$), baja concentración de materia orgánica ($7.8 \pm 4\%$) y C_{org} ($0.9 \pm 0.4\%$), comunes de sitios con alta energía, sin embargo, la biomasa generada por los pastos marinos en este sitio ($2 \pm 1 \text{ Mg C ha}^{-1}$) promueve la producción de MO % pero no se almacena en el sitio por lo que, podría catalogarse como zona potencial de producción y exportación de C_{org} en la costa norte de Yucatán.

La RBLP y Dzilam de bravo se localizan en una costa geomorfológica cárstica que recibe constantemente descargas de aguas subterráneas, escurrimientos de canales por consecuencia de las lluvias e intercambio de nutrientes a través de las mareas que conectan las áreas de manglar con el mar, estableciendo un flujo de nutrientes entre dos ecosistemas (pastos marinos-manglar). Sin embargo, el alcance y efecto de esta conectividad en los pastos marinos y los almacenes de carbono no fue similar en las localidades estudiadas lo que sugiere una posible diferencia latitudinal.

El carbono en la RBLP es 36% de origen autóctono mientras que en Dzilam se presentaron una mezcla de fuentes alóctonas y autóctonas con 34% de contribución por parte de los pastos marinos. Los resultados obtenidos en Dzilam sugieren que la redistribución e incorporación de fuentes alóctonas fue alta en el gradiente ($> 50\%$). Esto es común en zonas donde las praderas se encuentran expuestas al efecto de las corrientes y oleaje y la configuración de sus camas es en parches y mixtas. La incorporación de las fuentes alóctonas en los sedimentos del área de estudio se vio limitada por la profundidad y reflejada tanto en los almacenes y fuentes de C_{org} . Esto se hizo evidente en cuanto al gradiente de profundidad del agua en la RBLP. Estos resultados por una parte coinciden con lo reportado por Serrano *et al.*, (2014, 2016) quienes identificaron que los mayores almacenes de carbono se localizan en zonas de baja profundidad, y que la principal fuente de este carbono suele ser de origen autóctono.

Las praderas de *Thalassia testudinum* presentaron los valores máximos de biomasa y densidad en los dos primeros dos metros de profundidad del agua coincidiendo con la mayor concentración de nutrientes en el agua y los altos almacenes de C_{org} con una contribución autóctona marcada ($> 50\%$). Sin embargo, la contribución alóctona es considerable con una tendencia a la disminución con respecto a la profundidad del agua y distancia a la costa.

Otro elemento que considerar en la redistribución de C_{org} en el sitio es la batimetría, la obtención de núcleos con mayor longitud (1 m) se presentó en la zona somera (1-2 m) generados por los procesos de sedimentación y acumulación de C_{org} que estarían siendo promovidos por los pastos marinos, macroalgas y manglares además de la baja energía presentada en la zona. La distancia recorrida máxima del muestreo fue de ~23 km para llegar a los 5 m de profundidad del agua donde los núcleos fueron entre 40 y 8 cm de longitud, marcando así un límite de la influencia materia orgánica y probablemente en los procesos de sedimentación en la reserva.

En Dzilam los núcleos no fueron mayores de 60 cm y el incremento de profundidad del agua es equivalente 1 m de profundidad del agua por km de distancia de la costa a mar adentro. Estos resultados inciden en la distribución de las praderas donde su cobertura se presenta a los 5 m, a un que no es el límite de su distribución en la franja costera ya se observaron parches hasta los 7 m de profundidad en el área de estudio.

Las praderas de fanerógamas marinas en la RBLP tienen la mayor extensión en México con 149,613 y los mayores almacenes de C_{org} reportados actualmente por lo que, debe considerarse un sitio prioritario para monitoreo y debe mantenerse conservado. La extensión y condición de los pastos marinos en Dzilam es buena y debe ser tomada en cuenta en los programas de manejo de la zona pues su servicio ambiental como almacén de carbono y exportador de $MO\%$. La compensación de los pastos marinos en Dzilam es equivalente por a la quema de combustibles fósiles de los habitantes en el municipio durante 10 años, por lo que es la mayor reserva de C_{org} medido en pastos marinos del estado de Yucatán. Pese a su importancia, la zona se encuentra sometida al impacto antrópico y a eventos de marea roja que generan disminución de estas macrófitas por lo que debe ser considerada como sitio prioritario de conservación y monitoreo de pastos marinos en la costa norte de Yucatán.

Los resultados obtenidos en el presente estudios revelan la variabilidad que existe en los almacenes de carbono entre una misma región, así como los impulsores de estos almacenes tienen alcances diferentes a escala espacial. Esto resalta la importancia de no generalizar la contribución de los manglares en los almacenes de carbono.

CONCLUSIONES GENERALES

- Los resultados del presente estudio sugieren que la buena calidad del agua (luz y nutrientes), hidrodinámica, la geomorfología, el buen desarrollo de los pastos marinos, la acumulación de biomasa (tejido subterráneo) y la entrada de C_{org} alóctono en el compartimiento de sedimentos, son elementos importantes que regulan los almacenes de carbono en la RBLP y Dzilam de Bravo.
- La extensión y las características estructurales de las praderas favorecieron los almacenes de carbono orgánico y fueron la principal fuente de carbono en la RBLP, mientras que, en Dzilam la hidrodinámica y buen desarrollo de las praderas contribuyen en la producción y exportación de MO %.
- *Thalassia testudinum* fue una especie clave en los almacenes de carbono en la región, por lo tanto, su monitoreo debe ser considerado como prioritario.
- Dzilam resultó ser un sitio potencial de exportación de MO %, pero su extensión y los almacenes de carbono estimados fueron suficientes para que sea considerada un área prioritaria para monitoreo conservación de pastos marinos.
- La RBLP fue la zona con mayor capacidad de almacenamiento de carbono en el Golfo de México por lo que puede ser considerada un *hot spot* de carbono azul.
- El alcance y efecto de la conectividad en los pastos marinos y el manglar se observó en los almacenes y fuentes de carbono no fue similar en las localidades estudiadas lo que sugiere una posible diferencia latitudinal.
- La contribución de las fuentes alóctonas obtenidas en el presente estudio se relacionaron con las características del hábitat y la energía del oleaje.

- Las reservas de carbono por área en la RBLP fueron 36% de origen autóctono y mayores (249 ± 205 Mg C ha⁻¹) que Dzilam (21 ± 12 Mg C ha⁻¹) con una contribución autóctona del 34% y 33% de manglares.

REFERENCIAS

Abdullah, M.I., Fredriksen, S. y Christie, H., 2017. The impact of the kelp (*Laminaria hyperborea*) forest on the organic matter content in sediment of the west coast of Norway. *Marine Biology Research*, 13(2), pp.151 - 160.

Agawin, N. S., y Duarte, C. M. 2002. Evidence of direct particle trapping by a tropical seagrass meadow. *Estuaries*, 25(6), 1205-1209.

Alcoverro, T., Manzanera, M., y Romero, J. 2001. Annual metabolic carbon balance of the seagrass *Posidonia oceanica*: the importance of carbohydrate reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 211, 105-116.

Campbell JE, Fourqurean JW. 2009. Interspecific variation in the elemental and stable isotope content of seagrasses in South Florida. *Marine Ecology Progress Series* 387:109123 DOI 10.3354/meps08093.

Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Kendrick, G. A., Waycott, M., Walker, D. I., y Cambridge, M. L. 2007. Seagrasses of south-west Australia: A conceptual synthesis of the world's most diverse and extensive seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), 21-45.

Cebrian, J. y C. M. Duarte. 1996. Plant growth-rate dependence of detrital carbon storage in ecosystems. *Science* 268: 1606-1608.

Commission for Environmental Cooperation (CCA). 2017. Comisión para la Cooperación Ambiental. Análisis de las oportunidades para la integración del concepto de carbono azul en la política pública mexicana. Montreal: Comisión para la Cooperación Ambiental, 102.

CONABIO. 2018. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana. 1st edition. Mexico City: CONABIO. Available at

http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadata/gis/pastmar17gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/Dzilam/metadata/xsl/fgdc_html.xsly_indent=no.

CONABIO, 2021. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Available at <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

CONANP, 2006. Programa de conservación y manejo. Reserva de la Biosfera Los Petenes. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, Campeche. 101 pp

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., y Turner, R. K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158.

Cota-Lucero T.C., Mendoza-Martínez J.E., Ramírez-Ramírez J., Morales-Ojeda S. y Herrera-Silveira J.A. 2021. Pastos marinos como almacenes de carbono en lagunas de ANP,s en el Golfo de México y Caribe Mexicano. In: Paz, F. y J. Wong. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2021. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México. p.

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

Dahl, M., Deyanova, D., Lyimo, L. D., Näslund, J., Samuelsson, G. S., Mtolera, M. S., ... y Gullström, M. 2016. Effects of shading and simulated grazing on carbon sequestration in a tropical seagrass meadow. *Journal of Ecology*, 104(3), 654-664.

de Boer, W. F. 2000. Biomass dynamics of seagrasses and the role of mangrove and seagrass vegetation as different nutrient sources for an intertidal ecosystem. *Aquatic Botany*, 66(3), 225-239.

de Lanza-Espino, G., Gómez-Rojas, J. C., Pisanty, I., Ezcurra, E., Whithers, K., y Nipper, M. 2004. Physical and chemical characteristics of the Gulf of Mexico. Environmental analysis of the Gulf of Mexico. México: DF Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies Special Publication Series, (1), 41-61.

Duarte C. M, Delgado-Huertas A, Anton Gamazo A, Carrillo-de Albornoz P, López-Sandoval DC, Agustí S, Almahasheer H, Marbá N, Hendriks IE, Krause-Jensen D, Garcias-Bonet N. 2018. Stable isotope (^{13}C , ^{5}N , ^{18}O , D) composition and nutrient concentration of Red Sea primary producers. *Frontiers in Marine Science* 5:298 DOI 10.3389/fmars.2018.00298.

Duarte, C. M. 1991. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 77(2), 289-300.

Duarte, C. M., y Chiscano, C. L. 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic botany*, 65(1-4), 159-174.

Duke T, Kruczynski W. 1992. A summary of the report: status and trends of emergent and submerged vegetated habitats of the Gulf of Mexico, USA. In: *The environmental and economic status of the Gulf of Mexico Gulf of Mexico Program*. Stennis, Mississippi, US Environmental Protection Agency, 1128.

EPA (2021). eGRID year 2019 data. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Fourqurean J.W y Zieman JC. 2002. Nutrient content of the seagrass *Thalassia testudinum* reveals regional patterns of relative availability of nitrogen and phosphorus in the Florida Keys USA. *Biogeochemistry* 61:229245 DOI 10.1023/A:1020293503405.

Fourqurean, J. W., y Schrlau, J. E. 2003. Changes in nutrient content and stable isotope ratios of C and N during decomposition of seagrasses and mangrove leaves along a nutrient availability gradient in Florida Bay, USA. *Chemistry and Ecology*, 19(5), 373-390.

Garcias-Bonet N, Delgado-Huertas A, Carrillo-de Albornoz P, Anton A, Almahasheer H, Marbà N, Hendriks IE, Krause-Jensen D, Duarte CM. 2019. Carbon and nitrogen concentrations, stocks, and isotopic compositions in Red Sea seagrass and mangrove sediments. *Frontiers in Marine Science* 6:267 DOI 10.3389/fmars.2019.00267.

Handley, L., Altsman, D., & DeMay, R. 2007. Seagrass status and trends in the northern Gulf of Mexico: 1940–2002.

Heiri, O., Lotter, A. F., y Lemcke, G. 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of paleolimnology*, 25(1), 101-110.

Herrera-Silveira, J. A. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): Investigación, diagnóstico y manejo. *Ecotrópicos* 19:94-108.

Hendriks, I. E., Sintès, T., Bouma, T. J., y Duarte, C. M. 2008. Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of the seagrass *Posidonia oceanica* on flow and particle trapping. *Marine Ecology Progress Series*, 356, 163-173.

Herrera-Silveira, J. A., Pech-Cardenas, M. A., Morales-Ojeda, S. M., Cinco-Castro, S., Camacho-Rico, A., Caamal Sosa, J. P., Mendoza-Martínez, J. E., Pech-Poot, E. Y., Montero, J., y Teutli-Hernandez, C. 2020. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ*, 8, e8790. <https://doi.org/10.7717/peerj.8790>

Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., Telszewski, M. (eds.) 2018. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.

IPCC, 2022: Summary for Policymakers [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem (eds.)]. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A.

Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

Juma, G. A., Magana, A. M., Michael, G. N., y Kairo, J. G. (2020). Variation in seagrass carbon stocks between tropical estuarine and marine mangrove-fringed creeks. *Frontiers in Marine Science*, 7, 696.

Kantún-Manzano, C. A., Herrera-Silveira, J. A., y Arcega-Cabrera, F. 2018. Influence of coastal submarine groundwater discharges on seagrass communities in a subtropical karstic environment. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 100(1), 176-183.

Kantún-Manzano, C. y J. A. Herrera-Silveira. 2014. Influencia de las descargas de agua subterránea en los almacenes de carbono azul en dos praderas de pastos marinos en Yucatán. In: Paz, F. y J. Wong. (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México. 642 p.*

Kendall, C. and McDonnell, J. J. 1998. *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*, Elsevier, Amsterdam.

Kendrick, G. A., y Lavery, P. S. 2001. Assessing biomass, assemblage structure and productivity of algal epiphytes on seagrasses. *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier, Amsterdam, 199-222.

Kim, S. H., Suonan, Z., Qin, L. Z., Kim, H., Park, J. I., Kim, Y. K., ... & Lee, K. S. 2022. Variability in blue carbon storage related to biogeochemical factors in seagrass meadows off the coast of the Korean peninsula. *Science of The Total Environment*, 813, 152680.

Larkum, A. W., Orth, R. J., y Duarte, C. M. 2006. Seagrasses: biology, ecology and conservation. *Phycologia*, 45(5), 5.

Lee, K.-S., Dunton, K.H., 1999. Inorganic nitrogen acquisition in the seagrass *Thalassia testudinum*: development of a whole-plant nitrogen budget. *Limnol. Oceanogr.* 44, 1204–1215.

Lee, K. S., Park, S. R., y Kim, Y. K. 2007. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: a review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350(1-2), 144-175.

Lima, M. D. A. C., Ward, R. D., y Joyce, C. B. 2020. Environmental drivers of sediment carbon storage in temperate seagrass meadows. *Hydrobiologia*, 847(7), 1773-1792.

Lyimo, L. D., & Hamisi, M. I. (2022). The influence of seagrass and its associated sediment on organic carbon storage: A case of *Halodule uninervis* and *Syringodium isoetifolium* meadows of Western India Ocean, Tanzania. *Marine Environmental Research*, 105836.

Lopez-Capel, E., Sohi, S. P., Gaunt, J. L., y Manning, D. A. 2005. Use of thermogravimetry–differential scanning calorimetry to characterize modelable soil organic matter fractions. *Soil Science Society of America Journal*, 69(1), 136-140.

López-Herrera Mercy N.1; Herrera-Silveira Jorge A.1 y Ramírez-Ramírez Javier. 2014. Pastos marinos como almacenes de carbono en la Bahía de Campeche. In: Paz, F. y J. Wong. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México. 642 p.

Lovelock, C. E., Atwood, T., Baldock, J., et al. 2017. Assessing the risk of carbon dioxide emissions from blue carbon ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(5), 257-265.

Nolasco-Montero E, Carranza-Edwards A. 1988. Estudio sedimentológico regional de playas de Yucatán y Quintana Roo, México. *An. Inst. Mar Limnol. Univ. Nac. Autón. Méx.* 15(2): 49–66.

Potouroglou, M., Bull, J. C., Krauss, K. W., Kennedy, H. A., Fusi, M., Daffonchio, D., ... & Huxham, M. (2017). Measuring the role of seagrasses in regulating sediment surface elevation. *Scientific reports*, 7(1), 1-11.

Queirós, A. Moura *et al.*, 2019. Connected macroalgal-sediment systems: blue carbon and food webs in the deep coastal ocean. *Ecological Monographs*, 89(3), p.e01366. Available at: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ecm.1366>.

Macklin, P. A., Suryaputra, I. G. N. A., Maher, D. T., Murdiyarso, D., y Santos, I. R. 2019. Drivers of CO₂ along a mangrove-seagrass transect in a tropical bay: Delayed groundwater seepage and seagrass uptake. *Continental Shelf Research*, 172, 57-67.

Macreadie, P.I. et al., 2019. The future of Blue Carbon science. *Nature Communications*, 10(1).

Macreadie, P.I., Costa, M.D.P., Atwood, T.B. et al. 2021 Blue carbon as a natural climate solution. *Nat Rev Earth Environ* 2, 826–839. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00224-1>

Mateo, M. A., Cebrián J, Dunton K, Mutchler T .2006. Carbon flux in seagrass ecosystems. In: *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (eds Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM), pp. 159–192. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Mazarrasa, I., Samper-Villarreal, J., Serrano, O., Lavery, P. S., Lovelock, C. E., Marbà, N., ... & Cortés, J. 2018. Habitat characteristics provide insights of carbon storage in seagrass meadows. *Marine pollution bulletin*, 134, 106-117.

Mellors J, Marsh H, Carruthers TJ, Waycott M. 2002. Testing the sediment-trapping paradigm of seagrass: do seagrasses influence nutrient status and sediment structure in tropical intertidal environments? *Bulletin of Marine Science* 71:12151226.

Mendoza-Martínez J. E; Herrera-Silveira J. A; Morales-Ojeda S. M y Ramírez-Ramírez J. Almacenes de carbono en biomasa de pastos marinos de una laguna arrecifal y su relación con variables ambientales . In: Paz, F. y J. Wong. (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios*

Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México. 642 p.

Mendoza-Martínez J. E. Ramírez-Ramírez J. Robles-Toral P.J., Cota-Lucero y Herrera-Silveira J. 2021. Mapeo de la cobertura y carbono orgánico aéreo en pastos marinos del Parque Costa Occidental Isla Mujeres. In: Paz, F. y J. Wong. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2021. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México.

Michener, R. and Lajtha, K. (Eds.): Stable isotopes in Ecology and Environmental Science, Blackwell Publishing Malden, 200

Morales-Ojeda, S. M., Herrera-Silveira, J. A., y Orellana, R. 2021. Almacenes de carbono en un paisaje de humedal cárstico a lo largo de un corredor transversal costero de la Península de Yucatán. Madera y bosques, 27(SPE).

Ramírez-Ramírez Javier¹; Medina-Gómez Israel² and Herrera-Silveira Jorge A. 2014. Los pastos marinos como almacenes de carbono en el Parque Marino Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc. In: Paz, F. y J. Wong. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Texcoco, Estado de México, México. 612 p.

- Samper-Villarreal, J., Lovelock, C. E., Saunders, M. I., Roelfsema, C., Mumby, P. J. 2016. Organic carbon in seagrass sediments is influenced by seagrass canopy complexity, turbidity, wave height, and water depth. *Limnology and Oceanography*, 61(3), 938-952.
- Serrano, O., Lavery, P. S., Rozaimi, M., y Mateo, M. Á. 2014. Influence of water depth on the carbon sequestration capacity of seagrasses. *Global Biogeochemical Cycles*, 28(9), 950-961.
- Serrano, O., Lovelock, C. E., B Atwood, T., Macreadie, P. I., Canto, R., Phinn, S., ... & Duarte, C. M. 2019. Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature communications*, 10(1), 1-10.
- Short F.T, Davis M.W, Gibson RA, Zimmermann C.F. 1985. Evidence for phosphorus limitation in carbonate sediments of the seagrass *Syringodium filiforme*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20:419430 DOI 10.1016/0272-7714(85)90086-1.
- Short, F. T., y Wyllie-Echeverria, S. 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental conservation*, 23(1), 17-27.
- Signa, G., Mazzola, A., Kairo, J., y Vizzini, S. 2017. Small-scale variability in geomorphological settings influences mangrove-derived organic matter export in a tropical bay. *Biogeosciences*, 14(3), 617-629.
- Tanaya, T., Watanabe, K., Yamamoto, S., Hongo, C., Kayanne, H., y Kuwae, T. 2018. Contributions of the direct supply of belowground seagrass detritus and trapping of suspended organic matter to the sedimentary organic carbon stock in seagrass meadows. *Biogeosciences*, 15(13), 4033-4045.
- Thorhaug A, Poulos H.M, López-Portillo J, Ku T.C, Berlyn GP. 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* 605:626636 DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.06.189.

Thorhaug, A., Poulos, H. M., López-Portillo, J., Ku, T. C., y 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, 626-636.

Torres-Castro, I.L., M.E. Vega-Cendejas, J.J. Schmitter- Soto, G. Palacio-Aponte y R. Rodiles-Hernández. 2008. Ictiofauna de sistemas cárstico-palustres con impacto antrópico: Los Petenes de Campeche, México. *Rev. Biol. Trop.* 57: 141-157

Van Dam, B. R., Zeller, M. A., Lopes, C., et al. 2021. Calcification-driven CO₂ emissions exceed “Blue Carbon” sequestration in a carbonate seagrass meadow. *Science advances*, 7(51), eabj1372.

Van Dam, B. R., Zeller, M. A., Lopes, C., Smyth, A. R., Böttcher, M. E., Osburn, C. L., y Thomas, H. 2021. Calcification-driven CO₂ emissions exceed “Blue Carbon” sequestration in a carbonate seagrass meadow. *Science Advances*, 7(51), eabj1372.

Vaslet A, Bouchon-Navarro Y, Harmelin-Vivien M, Lepoint G, Louis M y Bouchon C. 2015. Foraging habits of reef fishes associated with mangroves and seagrass beds in a Caribbean lagoon: a stable isotope approach. *Ciencias Marinas* 41:217-232 DOI 10.7773/cm.v41i3.2494.

Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., y 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

ANEXOS

Tabla 1.- Resumen de las variables de calidad de agua respecto al gradiente de profundidad del agua en la RBLP. Se muestra la media y desviación estándar (DE), así como los valores estadísticos de las pruebas paramétricas y no paramétricas.

Profundidad	1m	2m	3m	4m	5m	gl	Valor crítico	P
Temperatura (°C)						84	F=0.85	0.497
Media ± DE	29.1±0.5	28.6±0.3	29.2±0.2	28.4±0.2	29±0.6			
Mediana	28	28	29	28	28			
Min-Max	28-32	27-31	27-34	27-30	27-39			
Salinidad (ups)						4	H=17	0.003
Media ± DE	36±4.1	37±2	36±2.4	35±1.7	34±1.3			
Mediana	37	38	36	35	35			
Min-Max	28-41	34 - 40	31-41	31-37	31-35			
OD (mg l ⁻¹)						4	H=17	0.002
Media ± DE	8.6±0.7	6.7±0.4	7±0.1	6.3±0.3	6.3±0.2			
Mediana	9	7	7	6	6			
Min-Max	5-12	3-9	5-9	3-8	5-8			
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ (μmol l ⁻¹)						76	F=2.04	0.098
Media± DE	2.3±0.7	6.1±2	7.5±1.5	4.5±1.7	1.7±0.2			
Mediana	2.1	2.1	2.9	1.77	1.6			
Min-Max	0.6 -7.2	0.3 - 19.2	0.05-26.1	0.7-25.7	0.7-3.3			
SRP (μmol l ⁻¹)						78	F=0.19	0.943
Media ± DE	0.3±0.2	0.32±0.1	0.36±0.2	0.38±0.1	0.38±0.3			
Mediana	0.3	0.3	0.3	0.3	0.22			
Min-Max	0.15-0.7	0.1-0.6	0.1-0.8	0.1-1.2	0.1-0.8			
NH ₄ ⁺ (μmol l ⁻¹)						78	F=3.7	0.008
Media ± DE	1.3±0.2	1.2±0.2	1.5±0.1	1±0.2	0.6±0.1			
Mediana	1.5	1.1	1.4	0.7	0.6			
Min-Max	0.2 - 2.6	0.2 - 3.4	0.3 - 3.1	0.3-3.4	0.1-1.2			
SRSi (μmol l ⁻¹)						80	F=1.75	0.146
Media ± DE	38.9±8.6	15.9±3.2	25.2±4.3	17.9±6.8	14.1±9.1			
Mediana	31.7	12.5	19.7	8	4.1			
Min-Max	8.1 - 75.1	3.8 - 48.2	2.9 - 82.9	0.42 - 112	0.3-122			
Cl _a (μg l ⁻¹)						4	H=9.04	0.060
Media ± DE	3.4 ± 0.5	2.9 ± 2.7	2.9 ± 2.2	2.9 ± 1.8	1.6±1.2			
Mediana	3	1.9	2.6	1.3	1.3			
Min-Max	1.9 - 5.2	1 - 11.6	0.5 - 8.2	0.9 - 6.8	0.3 - 5.1			
TRIX						4	H=14.1	0.007
Media ± DE	4.4 ± 0.5	4.2 ± 0.7	3.9 ± 1.1	3.9 ± 0.5	3.1 ± 1.1			
Mediana	4.4	4.3	4	3.9	3.5			
Min-Max	4 - 5	3 - 5.3	0.1 - 5.5	3 - 5.1	0.1 - 4.1			

Tabla 2.- Resumen de las variables de calidad de agua en Dzilam de Bravo. Se muestra la media y desviación estándar (DE), así como los valores estadísticos de las pruebas paramétricas y no paramétricas.

Profundidad	1 m	2 m	3 m	4 m	5 m	gl	Valor crítico	P
Temperatura(°C)						54	F=28.99	<0.001
Media ± DE	32 ± 2.1	32 ± 1.2	31 ± 0.2	29 ± 0.7	28 ± 0.7			
Mediana	32.1	31.6	31	29.3	28			
Min-Max	31 - 38	31-35	30-31	29-31	27-29			
Salinidad (ups)						54	F=1.63	0.179
Media ± DE	34 ± 2.1	34 ± 1.2	35 ± 2.7	34 ± 2.2	32 ± 3.1			
Mediana	34.5	35	36.1	32.2	31.9			
Min-Max	31-38	31-36	28-37	21-36	24-36			
OD (mg l ⁻¹)						54	F=2.02	0.105
Media ± DE	7.9 ± 3.4	7.9 ± 7.1	5.1 ± 0.6	5.2 ± 0.3	5.4 ± 0.4			
Mediana	7.7	5.3	5.1	5.2	5.6			
Min-Max	4-16	4-28	4-6	4-5	5-6			
NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻ (μmol ⁻¹)						43	F=0.13	0.969
Media± DE	1.2 ± 1.1	1±0.5	1.2 ± 1.05	1.3 ± 1.51	1.3 ± 1.2			
Mediana	0.9	0.7	0.6	0.8	1.0			
Min-Max	0.1-3	0.3-2	0.4-3	0.3-5	0.3-4.3			
SRP (μmol ⁻¹)						43	F=1.16	0.340
Media ± DE	0.1 ± 0.2	0.1 ± 0.1	0.3 ± 0.3	0.4 ± 0.5	0.5 ± 0.7			
Mediana	0.03	0.03	0.2	0.04	0.1			
Min-Max	0.01-0.7	0.02-0.40	0.03-1	0.04-0.8	0.01-1.9			
NH ₄ ⁺ (μmol ⁻¹)						4	H=4.23	0.376
Media ± DE	0.4 ± 0.3	0.6 ± 0.6	0.4 ± 0.2	0.4 ± 0.3	0.2 ± 0.1			
Mediana	0.3	0.3	0.4	0.4	0.2			
Min-Max	0.15-0.8	0.1-2	0.1-0.6	0.1-0.8	0.1-2			
SRS (μmol ⁻¹)						42	F=3.67	0.012
Media ± DE	6.1 ± 2.8	6.9 ± 2.3	7 ± 2.3	6.1 ± 2.8	2.41 ± 1.4			
Mediana	4.90	6.6	6.6	4.9	2.8			
Min-Max	3-12	4-11	4-11	3-12	0.21-5			
Cl _a (μg l ⁻¹)						43	F=1.10	0.37
Media ± DE	0.7 ± 0.4	0.5 ± 0.6	0.4 ± 0.3	0.7 ± 0.8	0.2 ± 0.02			
Mediana	0.7	0.4	0.3	0.4	0.24			
Min-Max	0.2-1.5	0.08-2.3	0.2-1	0.09-2.8	0.22-0.27			
TRIX						43	F=0.125	0.937
Media ± DE	2.5 ± 0.6	2.5 ± 0.7	2.5 ± 0.5	2.6 ± 0.5	2.4 ± 0.6			
Mediana	2.5	2.1	2.6	2.7	2.5			
Min-Max	1.5 - 3.51	1.7 - 4.03	1.6 - 3.6	1.9 - 3.5	1.2-3.1			

Tabla 3 Resumen de la comunidad y estructura de pastos marinos medidos en la RBLP a diferentes profundidades de agua (1-5 m de profundidad), mostrando valores medios \pm DE, mediana, mínimo y máximo.

Especies	Prof (m)	BioAe gPsm ⁻²	BioSub gPsm ⁻²	Largo (cm)	Ancho (cm)	#hojas /haz	#haces m ⁻²	Cober (%)	IAF
<i>T. testudinum</i>	1								
Media \pm DE		95 \pm 49	768 \pm 443	23 \pm 9	0.8 \pm 0.1	4 \pm 1	460 \pm 400	75 \pm 25	3.1 \pm 2.2
Mediana		103	871	20.8	0.8	4	270	80	2
Min-Max		17-158	29-1392	15-44	0.5-1	3-6	168-1235	40-100	0.67-6
<i>T. testudinum</i>	2								
Media \pm DE		196 \pm 163	758 \pm 493	42 \pm 20	0.9 \pm 0.2	4 \pm 1	434 \pm 230	74 \pm 31	8 \pm 5.4
Mediana		169	598	35	0.8	4	416	90	8
Min-Max		9.4-560	70-1647	15-80	0.6-1.35	3-6	112-840	20-100	0.5-15
<i>S. filiforme</i>									
Media \pm DE		30 \pm 17	399 \pm 494	19 \pm 16			794 \pm 331	45 \pm 45	
Mediana		35	185	18			794	30	
Min-Max		11 - 46	47-964	13-26			560-1029	30-75	
<i>T. testudinum</i>	3								
Media \pm DE		77 \pm 68	438 \pm 302	29 \pm 8	0.9 \pm 0.2	4 \pm 1	334 \pm 169	46 \pm 28	3.4 \pm 2.4
Mediana		49	447	27	0.8	4	294	40	2.4
Min-Max		10-279.41	21-1050	16-50	0.3-1.5	2-6	58-794	10-100	0.2-8.8
<i>S. filiforme</i>									
Media \pm DE		40 \pm 38	125 \pm 137	30 \pm 11			364 \pm 294	50 \pm 33	
Mediana		26	89	29			122	30	
Min-Max		4 -129	7-435	12-53			117-1058	15-100	
<i>H. wrightii</i>									
Media \pm DE		13 \pm 7	79 \pm 35	20 \pm 7			574 \pm 234	38 \pm 33	
Mediana		13	94	21			587	30	
Min-Max		6-24	18-103	10-28			300-823	10-75	
<i>T. testudinum</i>	4								
Media \pm DE		53 \pm 46	201 \pm 167	34 \pm 12	1 \pm 0.2	4 \pm 1	345 \pm 282	53 \pm 27	3.8 \pm 4.2
Mediana		36	182	27	0.9	3.5	264	50	2.6
Min-Max		14 -154	14-59	22-57	0.8-1.5	2-5	25-882	15-100	0.2-12.4
<i>S. filiforme</i>									
Media \pm DE		121 \pm 132	250 \pm 166	29 \pm 12			772 \pm 646	41 \pm 28	
Mediana		53	239	24			735	37.5	
Min-Max		6-412	29-518	12-14			64-2000	10-90	
<i>H. wrightii</i>									
Media \pm DE		113 \pm 186	236 \pm 366	13 \pm 1			1418 \pm 252	25 \pm 14	
Mediana		6	38	13			1239	25	
Min-Max		6-329	78-658	12-14			1239-1596	15-35	
<i>T. testudinum</i>	5								
Mean \pm SD		64 \pm 60	113 \pm 51	35 \pm 15	1.2 \pm 0.3	4 \pm 1	128 \pm 80	38 \pm 11	1.3 \pm 0.8
Median		49	126	39	1	3	128	40	1.7
Min-Max		12-147	41-162	16-60	0.6-1.8	2-5	10-252	15-50	0.1-2.2

Continuación Tabla 3

Especies	Prof (m)	BioAe gPsm ⁻²	BioSub gPsm ⁻²	Largo (cm)	Ancho (cm)	#hojas /haz	#haces m ⁻²	Cober (%)	IAF
<i>S. filiforme</i>									
Media± DE		78 ± 60	154 ± 141	44 ± 18			573 ± 329	48 ± 20	
Mediana	5	65	101	45			646	50	
Min-Max		11-191	53-512	14-64			144-1000	10-80	
<i>H. wrightii (n=1)</i>									
Media± DE		6	171	14 ± 1			466 ± 274	27 ± 20	
Mediana				14			411	20	
Min-Max				13-16			224-764	10-80	

Tabla 4.- Resumen de la comunidad y estructura de pastos marinos medidos en Dzilam de Bravo a diferentes profundidades de agua (1-5 m de profundidad), mostrando valores medios \pm DE, mediana, mínimo y máximo.

Especies	Prof (m)	BioAer g Ps m ⁻²	BioSub gPsm ⁻²	Largo (cm)	Ancho (cm)	#hojas/h az	#haces m ⁻²	Cober (%)	IAF
<i>T. testudinum</i>	1								
Media \pm DE		244 \pm 149	253 \pm 300	40 \pm 16	1.2 \pm 0.1	4 \pm 0.8	340 \pm 225	25 \pm 12	5.4 \pm 2.5
Mediana		205	159	38	1.2	4	235	30	5
Min-Max		111-570	18-894	19-70	1-1.4	3-4	118-676	5-45	2-8
<i>S. filiforme</i>									
Media \pm DE		72 \pm 90	55 \pm 52	21 \pm 15			647 \pm 225	36 \pm 19	
Mediana		35	41	17			588	35	
Min-Max		10-205	9-129	8-43			470-941	5-70	
<i>H. wrightii</i>									
Media \pm DE		63 \pm 71	242 \pm 207	23 \pm 5			905 \pm 650	39 \pm 28	
Mediana		35	371	23			882	40	
Min-Max		6-212	12-635	17-30			176-1764	5-100	
<i>T. testudinum</i>	2								
Media \pm DE		79 \pm 47	138 \pm 77	31 \pm 7	1.2 \pm 0.2	3 \pm 0.3	199 \pm 85	32 \pm 13	2.2 \pm 1.1
Mediana		65	112	32	1.2	3	235	25	2.3
Min-Max		6-147	65-306	20-40	0.8-1.4	3-4	59-294	10-50	0.8-4
<i>S. filiforme</i>									
Media \pm DE		170 \pm 305	142 \pm 100	21 \pm 6			659 \pm 596	36 \pm 22	
Mediana		33	103	18			426	40	
Min-Max		6-988	24-318	15-30			176-1941	5-70	
<i>H. wrightii</i>									
Media \pm DE		12 \pm 11	102 \pm 92	23 \pm 5			490 \pm 264	32 \pm 13	
Mediana		7	53	25			470	25	
Min-Max		24-235	23-547	15-26			117-941	20-50	
<i>T. testudinum</i>	3								
Media \pm DE		187 \pm 81	301 \pm 153	34 \pm 8	1.2 \pm 0.2	3 \pm 0.6	270 \pm 114	33 \pm 23	3.2 \pm 1.2
Mediana		161	255	36	1.1	3	279	30	3.2
Min-Max		88-341	82-623	23-44	1-1.6	3-5	117-470	5-65	2-5
<i>S. filiforme</i>									
Media \pm DE		45 \pm 34	113 \pm 66	23 \pm 7			431 \pm 267	40 \pm 19	
Mediana		41	129	23			411	40	
Min-Max		5-123	6-188	9-34			58-900	10-70	
<i>H. wrightii</i>									
Media \pm DE		22 \pm 16	37 \pm 32	15 \pm 2.4			323 \pm 265	21 \pm 13	
Mediana		18	29	17			235	85	
Min-Max		5-47	11-94	11-17			118-706	50-95	
<i>T. testudinum</i>	4								
Media \pm DE		239 \pm 177	215 \pm 109	31 \pm 8	1.2 \pm 0.1	3 \pm 0.8	310 \pm 184	44 \pm 24	3 \pm 1.4
Mediana		200	217	33	1.1	3	235	40	3
Min-Max		76-647	29-341	20-41	1-1.4	2-5	88-588	10-100	1-5
<i>S. filiforme</i>									
Media \pm DE		71 \pm 55	179 \pm 97	31 \pm 4			390 \pm 213	33 \pm 15	
Mediana		68	173	31			382	30	
Min-Max		12-158	41-347	23 \pm 36			117-705	10-60	

Continuación Tabla 5

Especies	Prof (m)	BioAer g Ps m ⁻²	BioSub gPsm ⁻²	Largo (cm)	Ancho (cm)	#hojas/h az	#haces m ⁻²	Cober (%)	IAF
<i>H.wrightii</i>									
Mean± SE		35 ± 16	129 ± 75	19 ± 5			147 ± 124	24 ± 18	
Mediana		35	129	19			147	40	
Min-Max		23-47	76-182	15-22			58-235	10-100	
<i>T. testudinum</i> 5									
Media± DE		183 ± 159	256 ± 241	36 ± 8	1.1 ± 0.2	3 ± 0.8	318 ± 153	35 ± 22	4 ± 2.9
Mediana		138	176	37	1.1	3	294	35	4
Min-Max		47-482	35-723	28-48	0.9-1.5	2-4	118-470	5-70	0.9-8.7
<i>S. filiforme</i>									
Media± DE		51 ± 12	151 ± 90	25 ± 4			382 ± 291	30 ± 12	
Mediana		47	118	25			382	30	
Min-Max		41-65	82-252	20-30			176-588	10-50	
<i>H.wrightii</i> (n=1)									
Media± DE			35	65	-				
Mediana							176	12 ± 7	
Min-Max								10	

Tabla 6.- Estadísticos de la comunidad y estructura de pastos marinos medidos en la RBLP diferentes profundidades de agua (1-5 m de profundidad).

Especies	Prof (m)	Largo (cm)	Ancho (cm)	#hojas/haz	#haces m ⁻²	Cobertura (%)	IAF
<i>T. testudinum</i>	P	0.233	0.86	0.236	0.403	0.259	0.045
	Valor crítico	F=1.46	F=0.323	H=5.54	F=1.03	F=1.37	H=9.76
	gl	38	38	4	38	47	4
<i>S. filiforme</i>	P	0.099			0.513	0.766	
	Valor crítico	F=2.14			F=0.836	F=0.45	
	gl	32			32	46	
<i>H.wrightii</i>	P	0.054			0.092	0.178	
	Valor crítico	F=3.19			F=2.55	F=1.70	
	gl	17			18	30	

Tabla 7.- Estadísticos de la comunidad y estructura de pastos marinos medidos en Dzilam de bravo .diferentes profundidades de agua (1-5 m de profundidad).

Especies		Largo (cm)	Ancho (cm)	#hojas/haz	#haces m ⁻²	Cobertura (%)	IAF
<i>T. testudinum</i>	P	0.011	0.003	0.066	0.007	<0.001	0.003
	<i>Valor crítico</i>	H=13	H=16	F=2.7	F=3.84	F=5.46	H=16.39
<i>S. filiforme</i>	gl	4	4	74	74	79	4
	P	0.013			0.326	0.811	
	<i>Valor crítico</i>	F=4.07			H=3	H=0.96	
<i>H. wrightii</i>	gl	47			3	3	
	P	0.322			0.013	0.570	
	<i>Valor crítico</i>	F=1.37			F=9.89	F=0.62	
	gl	8			8	7	

Tabla 8.- Resumen estadístico de las características de los sedimentos en el gradiente de profundidad del agua en las localidades de la RBLP y Dzilam

Localidad	Prof. (m)	DAS (g cm ⁻³)	MO (%)	C _{ing} (%)	C _{org} (%)	NT (%)	FT (%)	NT:FT
RBLP	1							
Media±DE		0.28±0.2	15±7	3.8±3.3	17±7	3.6±1.6	0.16±0.07	57.3±35.5
Mediana		0.31	18	2.57	14.99	4.29	0.15	43.05
Min-Max		0.08-0.62	7-25	2.03-12.57	10.42-28.67	1.71-5.2	0.07-0.32	22.4-122
Dzilam								
Media± DE		0.82±0.2	9.9±5	10.2±7.2	1.1±0.6	4.3±0.8	0.018±0.0	749±429
Mediana		0.88	8.11	10.2	0.9	4.57	0.02	335
Min-Max		0.53-0.98	5.4-19.6	9.4-11.6	0.4-2.3	3.2-5.07	0.008-0.02	335-182
RBLP	2							
Media±DE		0.29±0.2	22±14	3.8±1.2	11±4	2.5±0.8	0.26±0.08	22.2±6
Mediana		0.27	12.3	3.88	10.73	2.5	0.25	23.27
Min-Max		0.19-0.57	5.4-30.3	1.77-6.46	6.5-19.25	1.11-3.98	0.07-0.42	11.7-31.68
Dzilam								
Media± DE		0.93±0.2	5.8±3	13.7±5.3	0.8±0.2	4±0.9	0.01±0.007	782±177
Mediana		0.96	5.7	11	0.7	3.6	0.01	723
Min-Max		0.63-1.3	4.8-8	9.8-22	0.6-1.4	3.2-5.1	0.006-0.02	642-982
RBLP	3							
Media± DE		0.40±0.3	11±5	5.2±6.1	8.6±0.9	2.1±1.1	0.20±0.06	27.2±17.3
Mediana		0.43	11.44	3.71	8.41	2.43	0.19	29.7
Min-Max		0.11-0.67	7.52-32.16	2.65-29	7.57-10.73	0.25-3.45	0.12-0.30	1.87-45
Dzilam								
Media± DE		0.87±0.1	9.3±4.4	10±1.2	0.9±0.3	4.3±0.4	0.054±0.05	443±332
Mediana		0.93	9.4	10	1	4.20	0.014	617
Min-Max		0.73-0.98	4.2-16.1	8.3-11.6	0.6-1.3	3.7-4.9	0.012-0.11	71-730
RBLP	4							
Media± DE		0.30±0.2	12±7	3.6±0.5	8.3±1.2	3.1±0.9	0.22±0.045	32.3±11.9
Mediana		0.28	8.85	3.71	8.01	3.10	0.22	30

Min-Max		0.11-0.58	5.08-20.8	2.65-29	6.86-10.41	1.81-4.41	0.14-0.29	17.75-53
Dzilam								
Media± DE		0.93±0.2	6.4±0.9	10.6±1	0.7±0.1	4±0.03	0.07±0.01	0.13±0
Mediana		0.96	6.4	10.3	0.7	4	0.07	0.13
Min-Max		0.61-1.2	5.2-7.6	9.2-12.2	0.6-0.9	4-4.02	0.07-0.08	0.13-0.14
RBLP	5							
Media± DE		0.30±0.2	8.5±5	3.7±0.7	7.4±1.5	3.7±2.1	0.20±0.01	42±26.2
Mediana		0.33	6.44	3.82	7.28	2.21	0.20	23.14
Min-Max		0.09-0.46	4-12	2.40-4.83	4.34-9.40	1.91-6.38	0.18-0.22	19.56-73.28
Dzilam								
Media± DE		1.07±0.3	7.3±5.2	10±0.5	0.84±2.8	4.1±0.5	0.02±0.01	116±87
Mediana		1.2	5.8	9.9	0.7	4.13	0.02	125
Min-Max		0.5-1.6	3.7-19	9.5-10.9	0.4-2.3	3.4-5.1	0.004-0.03	113-136
RBLP	P	0.12	0.02	0.09	<0.001	0.07	0.015	0.037
	Valor critico	H=7.23	H=11.31	H=7.82	H=31.33	F=2.31	H=12.27	H=10.18
	gl	4	4	4	4	42	4	4
Dzilam	P	0.44	0.01	0.24	0.45	0.47	0.06	0.017
	Valor critico	3.72	12.03	5.46	3.67	3.54	8.70	H=12.03
	gl	4	4	4	4	4	4	4

Tabla 9.- Resumen de los Análisis ANDEVA para el Análisis de Redundancia entre las variables ambientales, estructurales y de las especies en las zonas de muestreo.

RBLP (Estructura)					
	Varianza	F	Pr(>F)		R2
SAL	0.2714	2.0814	0.126		0.16
NH4.	0.0357	0.274	0.864		
FRS	0.0277	0.2128	0.9		
SRS	0.0602	0.4618	0.692		
Luz	0.24	1.8401	0.139		
Temp	0.0795	0.61	0.597		
OD	0.0649	0.4975	0.649		
Cla	0.0476	0.3649	0.778		
Residual	4.1729				
RBLP (Especies)					
SAL	0.21337	4.3305	0.023	*	0.37
NH4.	0.01459	0.2962	0.758		
FRS	0.12408	2.5182	0.097	.	
SRS	0.10069	2.0437	0.131		
Luz	0.46126	9.3615	0.001	***	
Temp	0.17137	3.478	0.031	*	
OD	0.0252	0.5114	0.643		
Cla	0.01711	0.3472	0.725		
Residual	1.87233				
Dzilam(Estructura)					
SAL	0.2621	1.7498	0.184		0.58
NH4	0.37858	2.5274	0.088	.	
SRS	0.09443	0.6304	0.586		
Temp	0.76948	5.1371	0.004	**	
Luz	0.77427	5.1691	0.007	**	
NO2NO3	0.26701	1.7826	0.194		
OD	0.10886	0.7268	0.503		
FRS	0.08894	0.5938	0.597		
Cla	0.15928	1.0634	0.366		
Residual	2.09704				
Dzilam(Especies)					
SAL	0.12476	1.119	0.336		0.47
NH4.	0.21474	1.9261	0.168		
FRS	0.12291	1.1025	0.362		
SRS	0.34697	3.1121	0.046		
Luz	0.21833	1.9583	0.139		
Temp	0.29888	2.6808	0.076	*	
OD	0.01568	0.1406	0.91		
Cla	0.01204	0.108	0.946		
Residual	1.87233				
Nota: Signif.	0.001 ***	0.01 **	0.05 *	0.1	1'

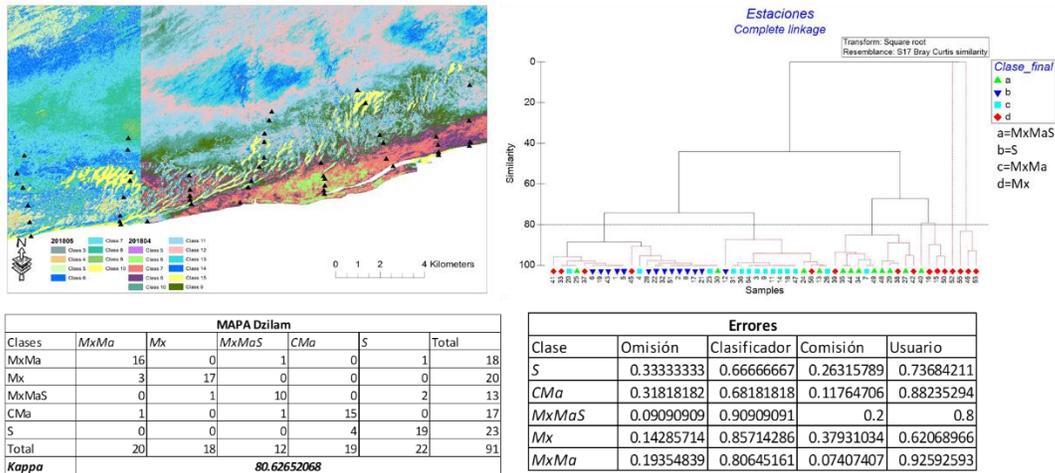


Figura 1.- Mapa de clasificación no supervisada para Dzilam de Bravo, análisis cluster, y matriz de confusión y errores de comisión y Omisión .

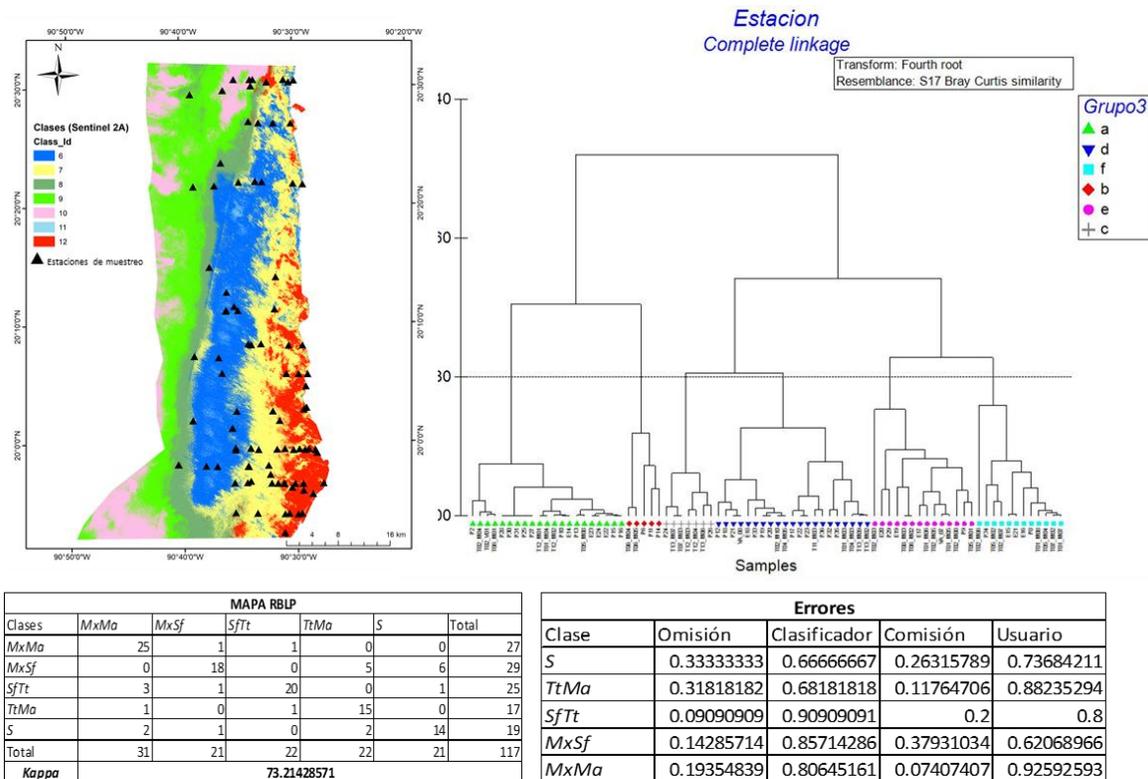


Figura 2.- Mapa de clasificación no supervisada para RBLP, análisis cluster, y matriz de confusión y errores de comisión y Omisión (abajo).