



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS

“Variabilidad temporal de *Ruppia* spp. en el humedal de La Misión, Baja California.”

TESIS

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS
NECESARIOS PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRA EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

PRESENTA

ANA JULIA FIMBRES MENDEZ

ENSENADA, B.C. ENERO DE 2023

**FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA**

**VARIABILIDAD TEMPORAL DE *Ruppia* spp. EN EL HUMEDAL DE
LA MISIÓN, BAJA CALIFORNIA**

T E S I S

**QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS PARA
OBTENER EL GRADO DE**

MAESTRA EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

PRESENTA

ANA JULIA FIMBRES MENDEZ

Aprobada por:



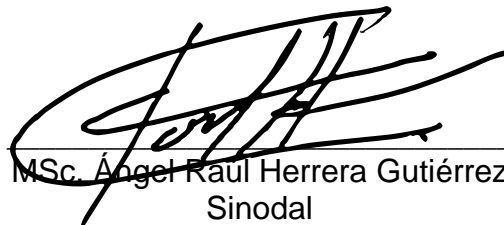
Dr. Jorge Manuel López Calderón
Director de tesis



Dr. Eduardo Santamaría del Ángel
Sinodal



Dra. Karina del Carmen Lugo Ibarra
Sinodal



MSc. Ángel Raúl Herrera Gutiérrez
Sinodal

RESUMEN

Los pastos marinos o angiospermas marinas forman parte de los ecosistemas costeros más relevantes y cumplen con servicios ecosistémicos de gran valor para la sociedad. Estos servicios incluyen la regulación o moderación del impacto de eventos extremos, erosión, secuestro y almacenamiento de carbono, fotosíntesis, etc. Se consideró un humedal del Pacífico templado ubicado en La Misión de San Miguel Arcángel, Baja California, donde existen praderas del pasto marino *Ruppia* spp. para estimar la variabilidad temporal de su biomasa, bancos de semilla y su relación con dos variables: temperatura y salinidad. Para esto, se instalaron sensores de temperatura y salinidad, se tomaron cuadrantes y núcleos de sedimento mensuales en diferentes estaciones para determinar su biomasa y densidad de semillas en el año 2021. Se obtuvo una biomasa máxima de 45 g ps/m² durante el mes de agosto con una salinidad de 38 ups y una temperatura de 27.5 °C en la estación El Mirador. Así mismo, se registró una cantidad máxima de 85,000 semillas/m² dentro de la estación La Playa durante el mes de agosto. Los valores observados de biomasa son bajos comparados a otros estudios. A la fecha no se han encontrado estudios publicados que superen la densidad de semillas reportadas en esta tesis. El presente trabajo es el primer análisis sobre la biomasa y distribución temporal-espacial del pasto marino dentro del humedal de La Misión y representa un punto de partida fundamental para determinar la importancia de las praderas de pasto marino en estuarios poco explorados, para incluir estos ecosistemas en agendas de conservación o planes de gestión ambiental.

Palabras clave: pasto marino, *Ruppia* spp., variabilidad mensual, biomasa, ecosistemas costeros.

ABSTRACT

Seagrasses or marine angiosperms are one of the most relevant coastal ecosystems and provide a great amount of ecosystem services. These services include the regulation or moderation of impacts of extreme events, erosion, carbon sequestration and storage, photosynthesis, etc. A temperate Pacific estuary located in La Misión de San Miguel Arcangel, Baja California, was chosen to observe the temporal variability of *Ruppia* spp. seagrass biomass, seed banks, and its relationship with two variables: temperature and salinity. Temperature and salinity sensors were installed throughout the estuary, monthly quadrants and sediment cores were taken at different locations to determine biomass and seed density in year the 2021. A maximum biomass of 45 g dw/m² was obtained during the month of August with a registered salinity of 38 psu and a temperature of 27.5 °C at the El Mirador station. Seed density was at its highest during the month of August with a total of 85,000 seeds/m² at the La Playa station. Biomass values were low compared to other studies. To this date there is no other published article that report such high values of seedbanks. This is the first analysis on seagrass biomass and its temporal and spatial distribution within La Mision estuary, and represents a fundamental starting point to determine the importance of seagrass meadows in unexplored estuaries to include these ecosystems in conservations agendas or environmental management plans.

Keywords: seagrass, *Ruppia* spp., monthly variability, biomass, coastal ecosystems.

AGRADECIMIENTOS

Al ver el resultado logrado de este proyecto ambicioso le doy gracias a:

Mi comité de tesis; al Dr. Jorge Manuel Calderón por sus consejos, por ser un mentor espectacular y por ser un buen maestro gracias por hacer que mi interés en los pastos marinos crezca, al Dr. Eduardo Santamaria por enseñarme lo que no muchos me enseñaron de la estadística y por enseñarme a no bajar los brazos nunca, al M.S. Ángel Raúl Herrera por su ayuda y dedicación en planear y llevar a cabo los vuelos del dron, y a la Dr. Karina Lugo por su pasión y dedicación en el tema de química desde la licenciatura hasta la maestría. Sus consejos fueron siempre útiles y gracias a eso se pudo escribir lo que hoy he logrado.

A mi familia;

Papa, mi mejor amigo y maestro, estoy eternamente agradecida y bendecida por tenerte a mi lado durante estos años. Me has enseñado mucha sabiduría y sobre todo el poder de la mente. Mama, mi mejor amiga y guía, gracias por tu amor incondicional, por enseñarme a ser una mujer fuerte y por ser mi roca durante estos años.

A mis hermanos por creer en mí y echarme porras desde lejos.

Mis abuelos/tías por apoyarme y por recordarme de seguir adelante y nunca rendirse. Nada de esto hubiera sido posible sin ustedes.

A mi pareja, Mariano Villanueva; ¡¡gracias, gracias y mil gracias!! Por ser una luz brillante y por apoyarme estos años, cuya paciencia fue puesta a prueba en muchas ocasiones. Por estar a mi lado en tiempos difíciles, te agradezco todo el amor y felicidad que me das y la inspiración que me generas.

A mis hermanas que nunca tuve, mis mejores amigas desde hace más de 10 años, mis payasas, Bianca y Graciela. ¡I love you guys like never before, thank you for putting up with my absence these past few years and thank you for being there even if were miles away! Frania y Nancy por ser las mejores roomies y por ser hermanas del alma, gracias por existir.

A todos mis colegas, en especial a Ocean. María Esther y Ocean. Brandon Omar Avilés por ayudarme en la elaboración de algunas figuras y por su apoyo durante la tesis.

A CONACYT y UABC por otórgame la oportunidad de estar dentro del programa de posgrado.

Al grupo de Kayaks La Misión por prestarnos el equipo de kayaks para poder llevar a cabo la investigación, a WildCoast/Costasalvaje por prestarnos su nucleador de sedimento, a ENREMX por el apoyo y la prestación del dron y la cámara multiespectral y al grupo POPEYE por el préstamo de equipo como el disco de secchi.

Este trabajo es el resultado de un sinfín de acontecimientos que poco tuvieron que ver con lo académico, sino mas bien, con el amor.

CONTENIDO	PÁGINA
RESUMEN	2
ABSTRACT	2
AGRADECIMIENTOS	3
LISTADO DE FIGURAS.....	6
LISTADO DE TABLAS	7
LISTADO DE FÓRMULAS.....	8
I. INTRODUCCIÓN.....	9
II. MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
III. RESULTADOS	22
<u>BIOMASA Y BANCOS DE SEMILLA</u>	22
<u>ÍNDICES DE VEGETACIÓN NORMALIZADA</u>	27
IV. DISCUSIÓN	31
V. CONCLUSIONES	38
REFERENCIAS	38
ANEXOS.....	48

LISTADO DE FIGURAS

FIGURA 1. HUMEDAL DE LA MISIÓN DE SAN MIGUEL ARCÁNGEL, BAJA CALIFORNIA. PUNTOS ROJOS MARCAN LOS HUMEDALES LAGUNA SANTO TOMAS Y EL ROSARIO QUE CONFORMAN UN CORREDOR ECOLÓGICO EN EL PACÍFICO NOROESTE DE BAJA CALIFORNIA., RESPECTIVAMENTE. FUENTE: QGIS-HANNOVER V13.1®.	13
FIGURA 2. ESTACIONES DE MUESTREO DENTRO DEL HUMEDAL DE LA MISIÓN, B.C.	14
FIGURA 3. A) PREPARACIÓN E B) INICIO DE VUELO DEL VEHÍCULO AÉREO NO TRIPULADO (VANT) 3D ROBOTICS SOLO® CON LA CÁMARA MULTIESPECTRAL MICA SENSE® RED EDGE.....	16
FIGURA 4. SE UTILIZÓ LA HERRAMIENTA ‘CLIP RASTER’ EN QGIS® PARA OBTENER UNA IMAGEN DEL ESPEJO DE AGUA PARA FACILITAR EL CÁLCULO DE LOS ÍNDICES DE VEGETACIÓN NORMALIZADA PARA LA ESTACIÓN A) LAS PALMAS Y B) EL MIRADOR.....	19
FIGURA 5. BIOMASA DE <i>RUPPIA</i> DURANTE LOS MESES DE MAYO-OCTUBRE 2021 EN EL HUMEDAL DE LA MISIÓN DE SAN MIGUEL ARCÁNGEL.	22
FIGURA 6. DENSIDAD DE LOS BANCOS DE SEMILLAS PARA LAS CUATRO ESTACIONES MUESTREADAS DENTRO DEL HUMEDAL DURANTE LOS MESES DE MAYO-NOVIEMBRE 2021. A) EL MIRADOR Y LA PLAYA (EJE SECUNDARIO Y), B) LAS PALMAS Y EL CANAL.	25
FIGURA 7. FACTORES ABIÓTICOS REGISTRADOS DE MARZO A NOVIEMBRE DE 2021: A) TEMPERATURA (°C), B) SALINIDAD (UPS), C) PROFUNDIDAD (M).	26
FIGURA 8. ÍNDICES DE VEGETACIÓN CALCULADOS PARA LOS MESES DE JULIO, SEPTIEMBRE Y OCTUBRE 2021 EN LA ESTACIÓN LAS PALMAS. POLÍGONOS EN ROJO INDICAN DONDE SE UBICAN LAS PRADERAS MEDIANTE CLASIFICACIÓN SUPERVISADA.	29
FIGURA 9. CINCO ÍNDICES DE VEGETACIÓN CALCULADOS PARA LA ESTACIÓN EL MIRADOR PARA LOS MESES DE JULIO, SEPTIEMBRE Y OCTUBRE 2021. POLÍGONO ROJO INDICA LA PRADERA Y EL POLÍGONO AZUL INDICA PARTE DE UN ISLOTE UBICADO DENTRO DEL HUMEDAL MEDIANTE CLASIFICACIÓN SUPERVISADA.	31
FIGURA 10. TURBIDEZ ESTIMADA MEDIANTE EL COEFICIENTE DE ATENUACIÓN DE LUZ DIFUSA (K_d) DENTRO DEL HUMEDAL DE LA MISIÓN PARA LOS MESES SEPTIEMBRE-DICIEMBRE 2021. VALORES DETERMINADOS CON LAS ECUACIONES REPORTADAS POR CASTILLO-RAMÍREZ <i>ET AL.</i> (2020).....	33

LISTADO DE TABLAS

TABLA I. ÁREA DE LAS CUATRO ESTACIONES QUE SE MUESTRAN EN LA FIGURA 2.....	14
TABLA II. BANDAS ESPECTRALES QUE CAPTURA LA CÁMARA MULTIESPECTRAL MICA SENSE® RED EDGE.....	15
TABLA III. ÍNDICES DE VEGETACIÓN TOMADA POR SONG Y PARK (2020).....	18
TABLA IV. DATOS REGISTRADOS DE BIOMASA DE <i>RUPPIA</i> EN DIFERENTES AMBIENTES.	32
TABLA V. DENSIDADES DE SEMILLAS DE <i>RUPPIA</i> REGISTRADAS EN DIFERENTES AMBIENTES.	35
TABLA VI. ÍNDICES DE VEGETACIÓN PARA CADA MES (JULIO, SEPTIEMBRE Y OCTUBRE) DE LAS ESTACIONES LAS PALMAS Y EL MIRADOR.....	37

LISTADO DE FÓRMULAS

Ec. 1: ÍNDICE DE VEGETACIÓN DE DIFERENCIA NORMALIZADA	18
Ec. 2: ÍNDICE DE VEGETACION DE DIFERENCIA NORMALIZADA MEJORADA	18
Ec. 3: ÍNDICE DE REEDGE DE DIFERENCIA NORMALIZADA.....	18
Ec. 4: ÍNDICE DE DIFERENCIA VERDE-ROJO NORMALIZADA	18
Ec. 5: ÍNDICE DE VEGETACIÓN DE DIFERENCIA NORMALIZADA VERDE	18
Ec. 6: TRANSFORMACIÓN Z	19
Ec. 7: PRUEBA FISHER.....	20
Ec. 8: PRUEBA T	21
Ec. 9: DESVIACION ESTANDAR PONDERADA	21
Ec. 10: PRUEBA DE BONDAD DE AJUSTE (MODELO DE HOMOGENIDAD).....	21

I. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros son fundamentales para la subsistencia humana ya que proporcionan bienes y servicios de gran valor para la sociedad. Algunos de los ecosistemas costeros con mayor relevancia son los manglares, arrecifes de coral, praderas de pasto marino y marismas los cuales aportan múltiples servicios ecosistémicos. Estos servicios incluyen la regulación de la moderación de impacto de eventos extremos, erosión, secuestro y almacenamiento de carbono. A este carbono que es almacenado o capturado por medio de estos ecosistemas costeros se le denomina carbono azul. Además, los servicios regulan la calidad del aire y forman parte de procesos importantes como la fotosíntesis o el ciclo de nutrientes que son indispensables para la productividad dentro de los sistemas (Ferraro, 2011; Polania *et al.*, 2011; Lavery *et al.*, 2013).

El informe '*Blue Carbon*' propuesto por Nelleman *et al.* en el 2009 encontró que los ecosistemas costeros más cruciales que ayudan a reducir el cambio climático cubren menos del 0.5% del lecho marino. Estas áreas son responsables de capturar hasta un 70% del carbono almacenado en el ambiente marino. Se necesita reconocer que los ecosistemas costeros saludables y productivos se están estresando cada vez más por las fuentes terrestres de contaminación, desarrollos costeros y la destrucción de hábitats (Orth *et al.*, 2006). Dichos sistemas tienen un papel cada vez más importante en la mitigación de los efectos del cambio climático y para la sustentabilidad de la economía costera a corto plazo (Burke, 2001). Por ejemplo, ayudan a mitigar el efecto invernadero fijando carbono para producir oxígeno gracias a la fotosíntesis. Estos servicios ecosistémicos han sido valorados entre \$6,000 y \$19,000 USD por hectárea al año, lo cual es mayor en comparación con ecosistemas como los bosques tropicales con un valor de \$2,000 USD por hectárea al año (Costanza *et al.*, 1997; Raheem *et al.*, 2009; Barbier *et al.*, 2011; Sutton-Grier y Sandifer, 2019).

Uno de los principales responsables de llevar a cabo estos procesos y el almacenamiento de carbón azul son las praderas de pasto marino. Estos organismos son angiospermas o plantas vasculares que cumplen con los siguientes cuatro criterios para ser consideradas como angiospermas marinas: i) están adaptadas a un medio salino, ii) viven y crecen completamente sumergidas en agua de mar, iii) cuentan con raíces como anclaje al sedimento, iv) cuentan con una polinización hidrofílica (Arber, 1920). Sin embargo, existe un grupo de plantas vasculares eurihalinas que cumplen con estos cuatro criterios y no se encuentran en ambientes marinos. Por lo tanto, *den Hartog* en 1981 propuso un quinto criterio: v) compiten de manera exitosa con otros productores primarios en el ambiente marino. Tal es el caso de la planta acuática del género

Ruppia, que actualmente es considerada como una especie más de pasto marino (Larkum, 2007).

Los pastos marinos son ingenieros ecosistémicos, ya que cada especie modifica, en mayor o menor grado, las características del hábitat donde se desarrollan, así como su productividad. Por ejemplo, desempeñan un papel importante como zonas de crianza al proporcionar alimento, refugio y hábitat para muchos grupos de peces comerciales, crustáceos o bivalvos (Jackson *et al.*, 2001). Se ha descrito que, en las etapas juveniles de varias especies de peces, algunas de ellas económicamente importantes, utilizan las praderas como áreas seguras antes de migrar a ambientes más expuestos (Nagelkerken, 2000). Por último, proporcionan protección ante fenómenos naturales que ocurren a lo largo de la costa, disminuyendo la erosión que ocurre por el efecto del oleaje, corrientes intensas y tormentas (Christianen *et al.*, 2013). Los pastos marinos apoyan la pesca comercial y la biodiversidad, limpian el agua circundante y ayudan a eliminar el dióxido de carbono de la atmósfera (Sebastiá, 2015). Debido a estos beneficios, se propuso que las praderas de pastos marinos tienen un valor entre \$13,000 y \$14,000 USD por hectárea al año, lo que los convierte en uno de los ecosistemas más valiosos del planeta (Nelleman, 2009).

Johnson *et al.* en 2003 infirieron que se debe proponer una gestión sostenible de los ecosistemas costeros como zonas de amortiguamiento productivas y protectoras que brindan valiosos bienes y servicios ecosistémicos que tienen un potencial significativo para abordar los efectos adversos del cambio climático. Un importante avance a este respecto se dio en el año 2016, cuando se incluyó a los pastos marinos en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 que establece la protección ambiental de especies nativas silvestres de flora y fauna de México (SEMARNAT, 2019).

El pasto marino del género *Ruppia* presenta dos hábitos de vida: anual o perenne. Un ciclo anual es aquel cuando la planta germina y sucumbe dentro del curso de un año y usualmente se presenta cuando los hábitats están sujetos a sequía, donde ocurre un aumento en la salinidad que conlleva a la producción de semillas y una germinación rápida (Cho *et al.*, 2005). En las poblaciones perennes, las plantas vegetativas están presentes durante todo el año, sin embargo, su reproducción varía según cambios en salinidad y temperatura (Kantrud, 1991). En algunos casos dependiendo del sitio en donde se encuentren pueden llegar a alternar entre estos dos hábitos de vida (Gonzalez-Gutierrez, 1977). La distribución, abundancia relativa y zonación de comunidades de *Ruppia* están controladas principalmente por la luz y la temperatura (McGovern, 2009). Se ha descubierto que estas plantas tienen una temperatura y salinidad óptima más altas (30°C; 35 ups) en comparación a otros géneros de pasto marino y una

temporada de crecimiento más corta (Phillips, 1960; Lazar y Dawes, 1991; Cho *et al.*, 2009; Hillman y La Peyre, 2019). Incluso se ha reportado a *Ruppia* como una especie indicadora de los efectos del calentamiento global / ENSO (Cho *et al.*, 2009).

Este género es tolerante a varias condiciones climatológicas, ya que se ha reportado en zonas tropicales (Flores-Verdugo *et al.*, 1988; Gonzalez-Gutierrez, 1977; Hartog *et al.*, 2016), zonas templadas (Maninno *et al.*, 2015) e incluso zonas cercanas a los polos (Murcia *et al.*, 2015). Actualmente existen 11 especies descritas a nivel mundial: *R. bicarpa*, *R. brevipedunculata*, *R. drepanensis*, *R. filifolia*, *R. maritima*, *R. megacarpa*, *R. mexicana*, *R. polycarpa*, *R. sinensis*, *R. spiralis* y *R. tuberosa* (Guiry, 2018). A la fecha, existen solo tres registros de *Ruppia maritima* para el estado de Baja California, dos de ellos en Bahía de San Quintín (Dawson, 1962; Ward *et al.*, 2004) y el tercero en canales de marismas de la región noroeste de Baja California (Ruiz-Campos *et al.*, 2000). Cabe destacar que los trabajos para el Pacífico mexicano son sobre una sola especie: *R. maritima* L (Dawson, 1962; Ramírez-García y Lot, 1994; Ruiz-Campos, 2000; Ward *et al.*, 2004; Lopez-Calderón *et al.*, 2010).

En términos de biomasa, *Ruppia* presenta variación latitudinal, por ejemplo, en el lago Pontchartrain, Luisiana, su biomasa varió entre 150-380 g ps/m² (30°N, Cho y Porrier, 2005). Sin embargo, en otros lugares como las costas del suroeste de Canadá (49°N, Harrison, 1982), costas de Texas (27°N, Pulich, 1985) y la bahía de Chesapeake (37°N, Wetzel y Penhale, 1983) osciló entre 4-160 g ps/m². Su variabilidad se asemeja cualitativamente a los patrones de muchas plantas terrestres (Lieth, 1974) que también muestran tendencias latitudinales y presentan un rango amplio de variabilidad latitudinal. La variabilidad de las comunidades de pastos marinos que crecen en la misma latitud puede ser análoga a las de las plantas terrestres, tales como: (1) diferencias ambientales o climáticas latitudinales e interanuales, (2) diferencias de genética entre especies (ej. estrategias de crecimiento) (Duarte, 1989).

La variabilidad de estas comunidades se puede estudiar de manera *in situ* o mediante sensores remotos. Una de las aproximaciones de menor costo puede ser el uso de observaciones de detección remota utilizando imágenes de satélite o de vehículos aéreos no tripulados (VANT) para inspeccionar y monitorear vegetación en áreas específicas (Xu *et al.*, 2009).

El uso de detección remota con cámaras multispectrales para localizar vegetación acuática es utilizado a menudo con el fin de obtener resultados interanuales. Por ejemplo, Misbari y Hashim (2016) implementaron un enfoque de detección para la cuantificación de la biomasa aérea total de pastos marinos en aguas turbias utilizando métodos de diferenciación de bandas de imágenes satelitales. En ese estudio se cuantificó la biomasa de 2009 y 2013 para poder

calcular vía satélite e *in situ* la pérdida de biomasa durante dichos años, estimando una pérdida de 50.7 kg de biomasa en esos 4 años. Otros estudios analizaron la distribución de praderas de pastos marinos mediante imágenes satelitales de alta resolución de los satélites WorldView-2, GeoEye-1 y un VANT para la clasificación de especies de pastos marinos y sus límites de distribución para posteriormente comparar su distribución actual con información previa. Varios trabajos han utilizado el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) para calcular la densidad de praderas de pasto marino el cual es un cálculo basado en la intensidad de la radiación de las bandas roja e infrarroja del espectro electromagnético que la vegetación emite o refleja (Yang y Yang, 2009; Roelfsema *et al.*, 2013; Chayhard *et al.*, 2018).

Es necesario incrementar el número de estudios sobre la biomasa de praderas de pasto marino en Baja California y fomentar métodos como la detección remota para facilitar estos estudios.

Dicho lo anterior, el presente estudio tiene como objetivo principal determinar la variabilidad espacio-temporal de la biomasa del pasto marino del género *Ruppia* en cuatro praderas dentro del humedal de La Misión, Baja California durante el año 2021. Así mismo, se decidió evaluar la densidad de sus bancos de semillas y relacionar ambas (biomasa y densidad de bancos de semillas) con dos variables abióticas (temperatura y salinidad).

II. MATERIALES Y MÉTODOS

En el poblado de La Misión de San Miguel Arcángel, Baja California (LMSMA) (32.094° N, -116.874° W) entre las poblaciones de Rosarito y Ensenada existe una laguna costera con un área de 98,475 m² (9.8 ha) dentro de la cual se ha observado una población del género *Ruppia* que no ha sido reportada anteriormente en la literatura (ver Figura 1).



Figura 1. Humedal de La Misión de San Miguel Arcángel, Baja California. Puntos rojos marcan los humedales Laguna Santo Tomas y El Rosario que conforman un corredor ecológico en el Pacífico noroeste de Baja California. Fuente: QGIS-Hannover v13.1®.

El uso histórico de este humedal comenzó con la llegada de los misioneros (1787-1859) donde se surtían de pescado, agua, leña y material para construcción dentro y fuera del humedal (Meigs, 1994). Actualmente, la designación de uso de suelo para dicho humedal es el aprovechamiento con consolidación de turismo de baja densidad con actividades recreativas como paseos y ecoturismo, al igual que el desarrollo suburbano (COCOTREN, 2001). Para los años de 1996 y 1997 se registró que la salinidad dentro del humedal presentaba poca variación estacional, con valores de salinidad de 3.8 a 0.5 ups debido al fuerte aporte de agua dulce y la presencia de una barra arenosa que impide la entrada de flujos durante la marea alta, sin embargo, durante eventos extremos o mareas muy altas esta barrera se rompe (Ruiz-Campos *et al.*, 2002). Ruiz-Campos en el 2005 reportó que los humedales de La Misión, junto con Santo Tomas y El Rosario, poseen espejos de agua permanentes que permiten una diversidad alta de

especies, lo que se traduce en una elevada riqueza y abundancia de aves. Ante la amenaza de los efectos del cambio climático y desarrollo urbano estatal, se requiere investigación dentro de este corredor ecológico para su adecuado manejo.

Para esta investigación, se definieron con anterioridad cuatro estaciones a lo largo del humedal (ver Figura 2 y Tabla I) para realizar los muestreos. Estas cuatro estaciones se eligieron previamente mediante conocimiento empírico tradicional, que identifica la existencia de cuatro praderas.



Figura 2. Estaciones de muestreo dentro del humedal de La Misión, B.C.

Tabla I. Área de las dos estaciones que se muestran en la Figura 2.

#	Estación	Área (m ²)
1	Playa	9,602
2	El Canal	3,290
3	El Mirador	1,880
4	Las Palmas	2,263

El muestreo *in situ* se basó en el protocolo publicado por Iker *et al.* (2007): 'Natural Geography in Shore Areas HandBook' el cual formó parte del proyecto 'Census of Marine Life'. Cada mes, durante 9 meses (marzo-noviembre), se realizó la toma de muestras en las estaciones mencionadas con la ayuda de un kayak, donde se anotaron las coordenadas, se midió la

temperatura del agua, profundidad, y salinidad. Las mediciones de temperatura y salinidad se tomaron con un termómetro infrarrojo y un refractómetro, respectivamente, para cada estación. Se tomaron mediciones de la transparencia del agua con un disco de Secchi para aguas turbias (tubo de turbidez).

Adicionalmente, se tomaron muestras de sedimento por duplicado con un nucleador de 3" de diámetro y una profundidad de 10cm. Cada núcleo fue tamizado con una luz de malla de 400 micras (2ϕ), el material tamizado se guardó en frascos con etanol al 70% para cuantificar la densidad de bancos de semillas en el laboratorio (Iker *et al.*, 2007).

Para determinar la biomasa del género *Ruppia* se utilizó un cuadrante de 25cmx25cm que fueron colocados, por duplicado, en puntos aleatorios dentro de cada estación para posteriormente extraer la biomasa dentro del cuadrante para su cuantificación en el laboratorio. Esta biomasa fue almacenada en bolsas ziploc con etanol al 70% (Iker *et al.*, 2007).

Por último, se utilizó un vehículo aéreo no tripulado (VANT) (3D Robotics Solo®) (ver Anexo A1) con una cámara multispectral montada (MicaSense® RedEdge Multispectral Camera) (ver Anexo A2) para registrar imágenes mensuales de las praderas monitoreadas. Dicha cámara multispectral está diseñada para capturar imágenes con una resolución espacial de 8.2cm/pixel a 80m de altura, en cinco bandas espectrales: azul (475nm), verde (560nm), rojo (668nm), RedEdge (717nm) y near IR (840nm) (ver Tabla II). Como ventaja, este VANT tiene tiempos de vuelo relativamente cortos, tarda aproximadamente 15 minutos en volar sobre un área de 15m. Esta metodología se aplicó con el propósito de explorar este método de detección remota que se utiliza para vegetación terrestre en vegetación acuática o sumergida.

Tabla II. Bandas espectrales que captura la cámara multispectral MicaSense® RedEdge.

No. de banda	Banda	Longitud de onda (nm)	Ancho banda (nm)
1	Azul	475	20
2	Verde	560	20
3	Rojo	668	10
4	Near IR	840	40
5	Red Edge	717	10

Las imágenes del VANT se adquirieron durante cuatro meses del muestreo (marzo, julio, septiembre, octubre de 2021). La ruta de vuelo se programó utilizando coordenadas calculadas previamente del área y la aplicación PIX4Dcapture® el cual es un software para la planificación de vuelos del VANT. Antes de cada vuelo, se utilizó el panel de reflectancia para calibrar la

reflectancia de las imágenes multispectrales (Ver Figura 3A). La operación del VANT se inició presionando el botón de inicio en la aplicación PIX4Dcapture.

A)



B)



Figura 3. A) Preparación e B) inicio de vuelo del vehículo aéreo no tripulado (VANT) 3D Robotics Solo® con la cámara multispectral MicaSense® RedEdge.

Se fabricaron cuatro ortomosaicos en cada banda de longitud de onda a partir de imágenes obtenidas del VANT utilizando el software AgisSoft®. El proceso de análisis consiste en llevar las imágenes capturadas al software anteriormente mencionado y con la información del panel de reflexión llevar a cabo la corrección de imágenes, generación de mallas, etc., con el fin de obtener una imagen raster por cada mes de vuelo. Las imágenes fueron georreferenciadas

al sistema de coordenadas UTM, datum WGS-84/11N utilizando un total de 35 puntos de control terrestre. Los destellos del Sol estaban presentes debido a la posición geométrica entre el Sol, el VANT y la rugosidad de la superficie del espejo de agua.

Para distinguir la presencia de vegetación acuática, en este caso el pasto marino del género *Ruppia*, se analizaron cinco índices de vegetación siguiendo la metodología publicada por Song y Park (2020): NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada), ENDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada mejorada), NDREI (índice de RedEdge de diferencia normalizada), NGRDI (índice de diferencia verde-rojo normalizado) (Jannoura *et al.*, 2015; Elazab *et al.*, 2016; Xu *et al.*, 2018), GNDVI (índice de vegetación normalizada verde) (ver Tabla V). El NDVI es utilizado ampliamente en la literatura para extraer áreas de vegetación terrestre (Shimada *et al.*, 2012; Elazab *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2016; Rasmussen *et al.*, 2016; Smigaj *et al.*, 2019) y acuática (Yang y Yang, 2009; Roelfsema *et al.*, 2013; Misbari y Hashim, 2016; Chayhard *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2018) y pueden compararse utilizando las bandas de longitud de onda espectral adquiridas del sensor RedEdge.

El NDVI (Ec. 1) es uno de los índices más adecuados para detectar el desarrollo de la vegetación terrestre dado que mide la biomasa fotosintéticamente activa de las plantas (Huang *et al.*, 2020). Este índice utiliza la banda espectral cercana al infrarrojo y roja en su fórmula (Tabla III – [1]). En general es una forma estandarizada de medir la vegetación sana por lo tanto si se observan valores altos de NDVI significa que la vegetación esta saludable (Pettorelli *et al.*, 2005). El ENDVI (Ec. 2) suma la banda espectral infrarroja y verde donde posteriormente se suma/resta a la banda espectral azul por dos para compensar la suma de la banda infrarroja y verde. Al utilizar la banda infrarroja y verde el índice expande los valores de reflexión de la clorofila al sumar la reflectancia del infrarrojo y verde (Bulanon y Fallahi, 2017). Además, al incluir la banda azul el índice amplifica los valores de absorción de clorofila-b registrados debido a la alta absorción en el espectro azul (Strong *et al.*, 2017). El NDREI (Ec. 3) es un índice basado en una de las bandas espectrales de la cámara multispectral MicaSense® RedEdge la cual comprende el intervalo entre el rojo visible y el infrarrojo. El NGRDI (Ec. 4) se calcula a partir de la reflectancia de las bandas verdes y rojas del espectro visible. Por último, el GNDVI (Ec. 5) es una modificación del NDVI que utiliza el infrarrojo, pero sustituye el rojo visible por el verde visible, por lo que mide el contenido de clorofila con mayor precisión que el NDVI (García-Cárdenas *et al.*, 2019).

Tabla III. Índices de vegetación tomados de Song y Park (2020).

Nombre	Abreviación	Fórmula	Intervalo
Azul	R_b	R_b	-
Verde	R_g	R_g	-
Rojo	R_r	R_r	-
RedEdge	R_{re}	R_{re}	-
Near-infrarrojo	R_{nir}	R_{nir}	-
Índice de vegetación de diferencia normalizada	NDVI	$\frac{(R_{nir}-R_r)}{(R_{nir}+R_r)}$ [1]	-1-1
Índice de vegetación de diferencia normalizada mejorada	ENDVI	$\frac{[(R_{nir}+R_g)-(2\times R_b)]}{[(R_{nir}+R_g)+(2\times R_b)]}$ [2]	-1-1
Índice de RedEdge de diferencia normalizada	NDREI	$\frac{(R_{nir}-R_{re})}{(R_{nir}+R_{re})}$ [3]	-1-1
Índice de diferencia verde-rojo normalizada	NGRDI	$\frac{(R_g-R_r)}{(R_g+R_r)}$ [4]	-1-1
Índice de vegetación de diferencia normalizada verde	GNDVI	$\frac{(R_{nir}-R_g)}{(R_{nir}+R_g)}$ [5]	-1-1

El cálculo de los índices de vegetación se llevó a cabo con el software Qgis-Hannover v13.1® utilizando la herramienta 'Raster Calculator'. Se implementaron las mismas fórmulas de Song y Park (2020) que involucran las diferentes bandas que captura la cámara multiespectral MicaSense® RedEdge. Para mayor facilidad en estimar la biomasa, se utilizó la herramienta 'masking' que es útil para recortar una imagen tipo raster para clasificar o aislar un área determinada, por ejemplo, un límite municipal o en este caso la parte cubierta de agua del humedal (Figura 4).

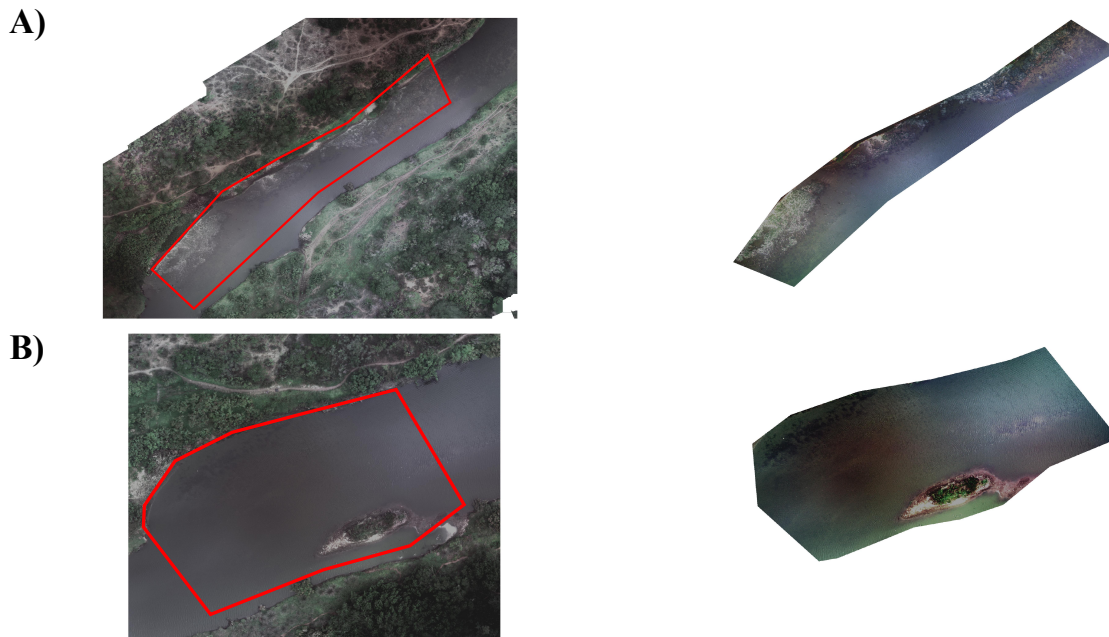


Figura 4. Se utilizó la herramienta 'Clip Raster' en Qgis® para obtener una imagen del espejo de agua para facilitar el cálculo de los índices de vegetación normalizada para la estación A) Las Palmas y B) El Mirador.

Para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas entre la variabilidad espacio-temporal de la biomasa, semillas, temperatura y salinidad se aplicaron tres pruebas estadísticas (prueba Fisher, prueba t y prueba de bondad de ajuste utilizando un modelo de homogeneidad).

Para poder aplicar las dos pruebas estadísticas es necesario que los datos cumplan con ciertos requisitos. Uno de ellos consiste en observar si los datos están en escala de intervalo y tienen un número de muestra ≥ 5 (Navarro-Fierro, 1988). Con el fin de comprobar que no hay valores extremos dentro de los datos obtenidos se aplicó una transformación Z:

$$Z = \frac{X - \bar{X}}{SD} \quad [1]$$

Donde Z es el valor calculado, X es el valor observado, \bar{X} es el promedio calculado para la muestra y SD es la desviación estándar calculada. En base al resultado, siguiendo la Ley del 6 σ nos dice que si los valores calculados exceden ± 3 desviaciones estándar se consideran valores extremos (Rosner, 2010). En el caso de no presentar valores extremos se continúa con el último

requisito el cual consiste en probar si las muestras tienen una distribución Gaussiana. Para esto se acomodan los datos de menor a mayor para aplicar una correlación de Pearson con valores de la tabla Z con el fin de obtener un valor calculado mayor al valor crítico con grado de significancia del 95% para considerarse de distribución Gaussiana (Rosner, 2010).

Una vez pasando los requisitos anteriores, es necesario justificar si las variables a probar tienen varianzas iguales. Para esto se aplicó la prueba Fisher o análisis de varianza con el fin de observar si existe una asociación en la varianza de dos variables independientes (Holmes *et al.*, 2022). Dicha prueba utiliza las siguientes hipótesis nula y alterna:

$$\begin{aligned} H_0 &\rightarrow SD^2 \text{ variable 1} = SD^2 \text{ variable 2} \\ H_a &\rightarrow SD^2 \text{ variable 1} \neq SD^2 \text{ variable 2} \end{aligned}$$

Donde H_0 es la hipótesis nula, SD^2 es la desviación estándar al cuadrado de la variable 1 que es igual a la desviación estándar al cuadrado de la variable 2. Al igual, H_a es la hipótesis alterna que establece que ambas desviaciones estándar no tienen la misma variabilidad, lo contrario a la hipótesis nula.

Para esto se obtuvo la F calculada:

$$F \text{ calculada} = \frac{SD \text{ mayor}^2}{SD \text{ menor}^2} \quad [2]$$

Donde la desviación estándar para ambas variables se eleva al cuadrado para luego dividir la desviación estándar mayor entre la menor. Para obtener la F crítica se utilizó el comando 'F.INV (0.95,6,6)' en Excel el cual consiste en meter la significancia a probar (95%) y los $n-1$ grados de libertad (5). Si la F calculada es menor a la F crítica se acepta la hipótesis nula, de ser lo contrario se acepta la hipótesis alterna.

En caso de tener varianzas iguales, se aplica una prueba t (Quevedo-Urias y Pérez-Salvador, 2014) esto con el fin de determinar si hay diferencias significativas entre la variabilidad espacial de las variables. Se establecieron dos hipótesis (nula y alterna):

$$\begin{aligned} H_0 &\rightarrow \text{media variable 1} = \text{media variable 2} \\ H_a &\rightarrow \text{media variable 1} \neq \text{media variable 2} \end{aligned}$$

Donde H_0 es la hipótesis nula y H_a es la hipótesis alterna que establecen si la media es igual o no en ambas variables.

La estadística de prueba consiste en calcular los promedios y desviación estándar para ambas variables y posteriormente aplicar una serie de fórmulas para obtener la t calculada:

$$t \text{ cal} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{SD_p^2 \left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}\right)}} \quad [3]$$

Donde \bar{x}_1 y \bar{x}_2 son el promedio de ambas variables, n_1 y n_2 son el número de tamaño de población para ambas variables. La desviación estándar ponderada (SD_p^2) se calculó mediante la ecuación:

$$SD_p^2 = \frac{(n_1 - 1 * SD_1^2) + (n_2 - 1 * SD_2^2)}{(n_1 + n_2) - 2} \quad [4]$$

Donde n_1 y n_2 son el número de tamaño de población para ambas variables respectivamente y SD_1^2 y SD_2^2 es la desviación estándar al cuadrado para cada grupo. Para obtener el valor crítico de t se utilizó la función 'T.INV.2T(0.05,10)' donde se probó el 5% de error con $[(n_1 + n_2) - 2]$ grados de libertad. Por lo tanto, si la t calculada cae dentro de la zona de aceptación con una significancia del 95% se rechaza la hipótesis alterna y se observa que no hay diferencias significativas entre la media de ambas variables.

Para determinar la variabilidad temporal de las variables se aplicó una prueba de bondad de ajuste utilizando un modelo de homogeneidad. Donde se suman los valores obtenidos de la variable para cada mes y se dividen entre el número de muestras dando el valor esperado. Después se utiliza la siguiente ecuación para determinar el valor calculado:

$$X^2 = \frac{(\text{Valor observado} - \text{Valor esperado})^2}{\text{Valor esperado}} \quad [5]$$

Finalmente se suman todos los valores calculados para obtener un solo valor y compararlo con el valor crítico. El valor crítico se calcula mediante la función en excel 'CHISQ.INV.RT (prob, g.l.)' donde la probabilidad es del 5% de error (0.05) y los grados de libertad (g.l.) es $n-1$. La prueba de hipótesis queda como:

$$\begin{aligned} H_0 &\rightarrow \text{valor observado} = \text{valor esperado} \\ H_a &\rightarrow \text{valor observado} \neq \text{valor esperado} \end{aligned}$$

III. RESULTADOS

Biomasa y bancos de semilla

La biomasa del género *Ruppia* en el humedal de La Misión de San Miguel Arcángel mostró un patrón distinto para cada una de las cuatro estaciones de muestreo. En La Playa no se observó a *Ruppia* en ninguno de los meses de muestreo, mientras que en El Mirador se observó el máximo de biomasa para todo el estudio (Figura 5). En esta última, se observó la presencia de dos máximos, uno en el mes de agosto con un valor máximo de 45 g ps/m² y otro en octubre (38 g ps/m²). En segundo lugar, Las Palmas presentó un valor máximo de biomasa de 28 g ps/m² en junio, con un segundo pico en octubre (13 g ps/m²). La estación El Canal inició con una biomasa máxima de 22 g ps/m² en mayo, pero el resto del periodo no mostró biomasa, con excepción del mes de agosto (5 g ps/m²). Los haces de *Ruppia* mostraron señales de senescencia alrededor de octubre-noviembre 2021 cuando la población entera desapareció. No se encontró biomasa viva donde antes había presencia de praderas, incluyendo haces reproductivos o vegetativos, rizomas, raíces o nuevas plántulas.

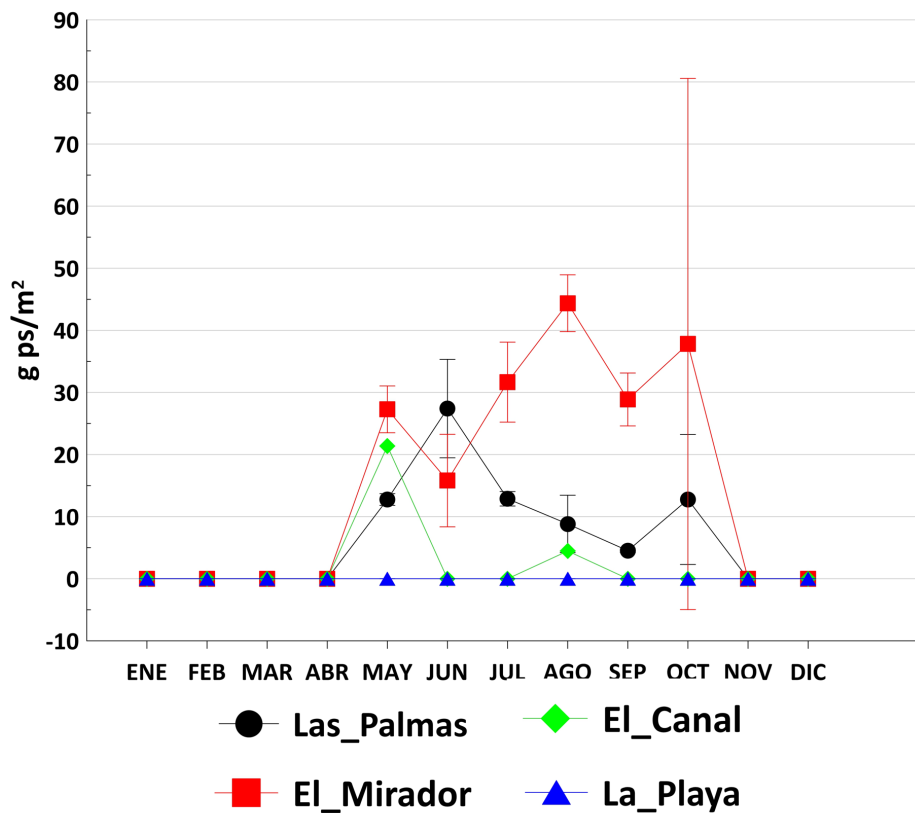


Figura 5. Biomasa de *Ruppia* durante el año 2021 en el humedal de La Misión de San Miguel Arcángel.

Durante los monitoreos, se observó que las praderas mostraron un patrón de crecimiento mayor en la vertical que en la horizontal, sobre todo en las estaciones Las Palmas y El Mirador. Esto fue debido a la frecuente presencia de espádices (haces reproductivos) cuyo patrón de crecimiento tiende a aumentar la altura de la pradera, pero no su cobertura horizontal. La estación El Canal fue la única que presentó un crecimiento horizontal pero no continuo, es decir, no formó praderas densas.

De las cuatro praderas se utilizaron dos para las pruebas estadísticas dado que presentaron una mayor biomasa durante este estudio.

Los datos de ambas praderas (Las Palmas y El Mirador) cumplieron con los requisitos de escala a intervalo, con un número de muestra >5 y sin valores extremos. Con un valor crítico de 0.89 las correlaciones de cada muestra caen fuera del intervalo con un grado de significancia del 95%, por lo tanto, la muestra se ajusta a una distribución Gaussiana. Los datos obtenidos de biomasa de ambas praderas (Las Palmas y El Mirador) son independientes entre sí por lo que se aplicó la prueba estadística 'Fisher' para conocer si existen diferencias entre las varianzas de las dos poblaciones. El valor observado de F (2.90) es menor al crítico (4.28) a un nivel de significancia del 95% y 6 grados de libertad, se acepta la hipótesis nula, por lo tanto, la variabilidad de la biomasa de *Ruppia* en ambas estaciones es estadísticamente igual.

Así mismo, se empleó una prueba t para probar si las medias de las dos poblaciones son iguales o no. El valor observado de t (± 2.36) es mayor al valor crítico (± 2.17) con un grado de significancia del 95% y 12 grados de libertad ponderados, por lo tanto, sí existen diferencias significativas espaciales entre la biomasa total de *Ruppia* entre las estaciones Las Palmas y El Mirador.

En cuanto a la variabilidad temporal de la biomasa dentro de la estación Las Palmas con un valor calculado de 22.48, un valor crítico de 11.07, un nivel de significancia del 95% y 5 grados de libertad, sí existieron diferencias estadísticamente significativas para los diferentes meses muestreados (mayo-octubre 2021). En el caso de la estación El Mirador, el valor calculado (15.32) excede al valor crítico (11.07) con un nivel de significancia del 95% y 5 grados de libertad por lo que sí existieron diferencias estadísticamente significativas para los meses de mayo-octubre del 2021. Por lo tanto, ambas estaciones no se ajustan a un modelo de homogeneidad.

Respecto a los bancos de semilla, en la Figura 6a se puede observar que también ocurrieron patrones distintos entre cada estación, con valores máximos en La Playa y mínimos en Las Palmas. Sin embargo, estos máximos ocurrieron en distintos meses del año para cada estación. La mayor densidad de semillas en La Playa se presentó en el mes de agosto (85,000

semillas/m²), con un segundo máximo en el mes de octubre (60,000 semillas/m²). En segundo lugar, las estaciones El Mirador y El Canal presentaron bancos de semilla con máximos de 25,000 semillas/m² en ambos casos, pero para los meses de julio y noviembre, respectivamente. Por último, en Las Palmas los bancos de semilla alcanzaron apenas densidades de 2,700 semillas/m² para el mes de septiembre.

Respecto a los factores abióticos, la temperatura siguió un patrón similar en todas las estaciones (ver Figura 7a) con un incremento gradual desde marzo hasta llegar al máximo en agosto, para posteriormente disminuir y llegar al mínimo en noviembre. La estación La Playa fue la que presentó la temperatura más alta en agosto (35°C), para el resto de las estaciones la temperatura fue ~30°C en este periodo. En noviembre la temperatura fue de 14°C para las cuatro estaciones. Para la salinidad, hubo una mayor variación entre las estaciones (en comparación con la temperatura) pero su tendencia mensual fue similar, con valores mínimos en marzo y máximos en noviembre. Las Palmas fue la estación con la menor salinidad (32 ups) y La Playa fue la que mostró la mayor salinidad (46 ups). El Mirador y El Canal tuvieron salinidades de 35 ups en marzo y de 42 y 44 ups en noviembre, respectivamente (Figura 7b). Por último, el volumen de agua del humedal mostró una disminución progresiva, lo que se reflejó en los valores de profundidad de cada estación. Aproximadamente 70-80cm era lo que había durante el mes de marzo y para el mes de noviembre los valores se encontraron entre 10 y 30cm (ver Figura 7c).

Se tomaron los datos de los factores abióticos y se sometieron a las mismas pruebas estadísticas empleadas para la biomasa. Se encontró que la varianza de la temperatura, salinidad y profundidad de las estaciones Las Palmas y El Mirador fue significativamente igual. En base a la media, no se encontraron diferencias significativas en ambas estaciones donde hubo presencia de *Ruppia*.

Durante los meses de muestreo (mayo-noviembre) la temperatura y la salinidad no presentaron diferencias estadísticamente significativas con una significancia del 95% y 5 grados de libertad.

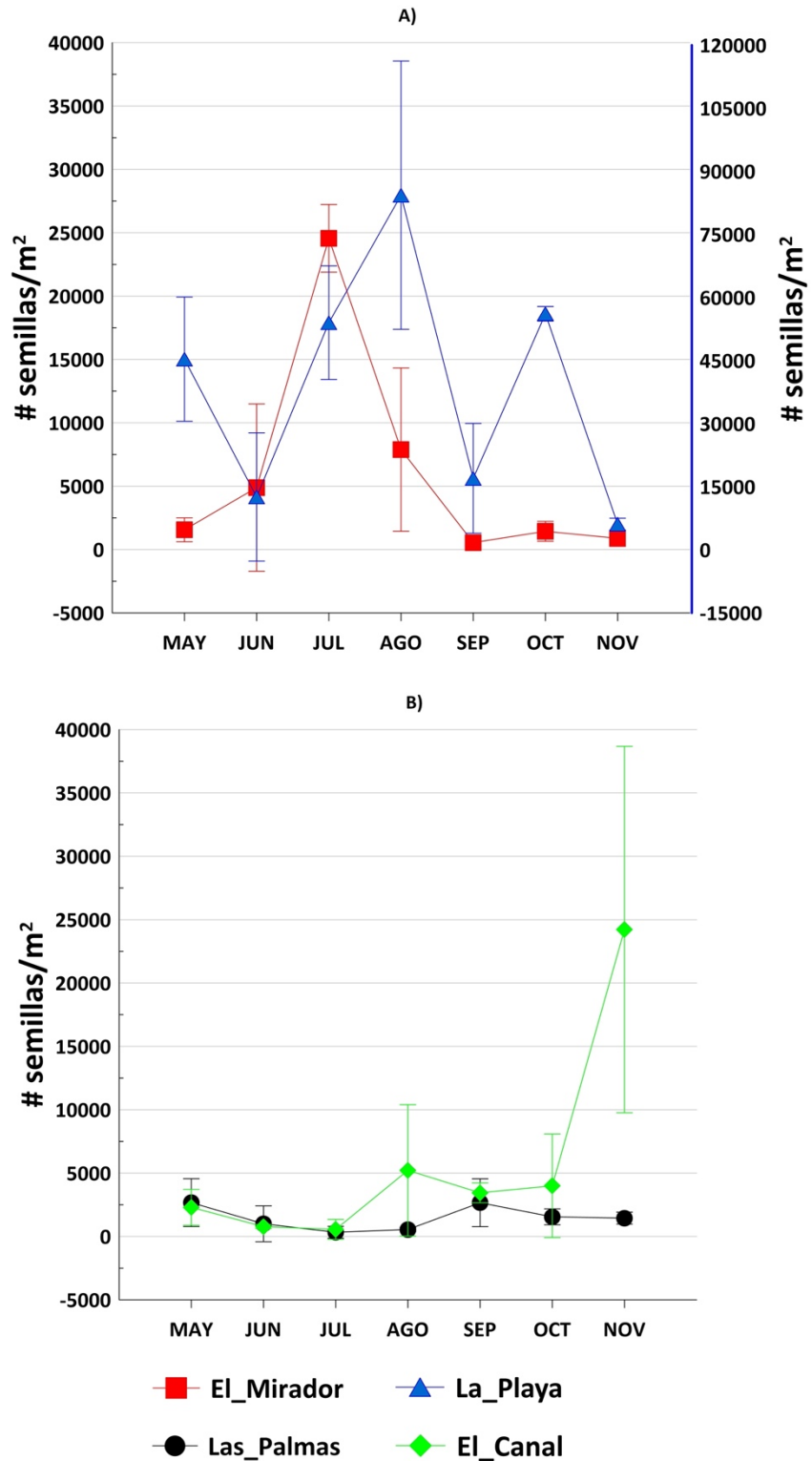


Figura 6. Densidad de los bancos de semillas para las cuatro estaciones muestreadas dentro del humedal durante los meses de mayo-noviembre 2021. A) El Mirador y La Playa (eje secundario Y), B) Las Palmas y El Canal.

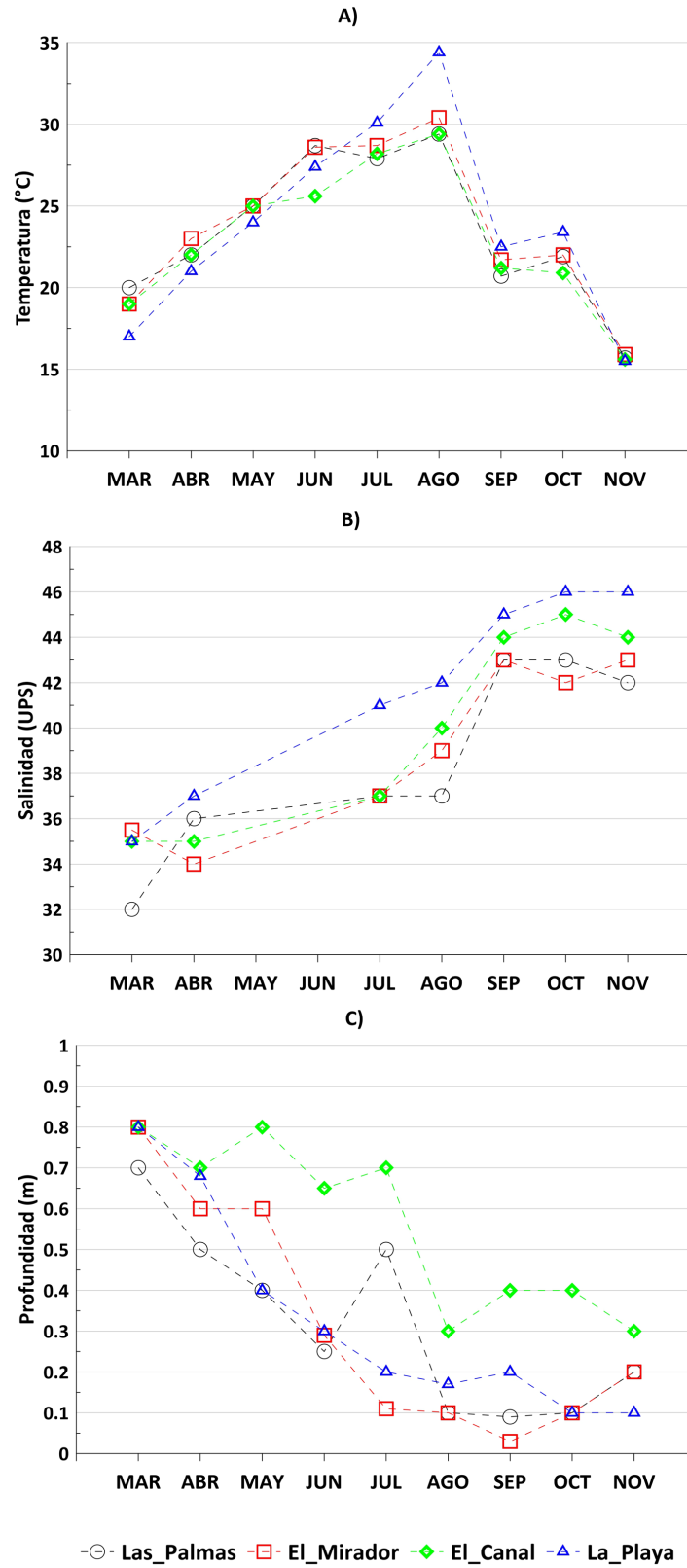


Figura 7. Factores abióticos registrados de marzo a noviembre de 2021: A) temperatura (°C), B) salinidad (ups), C) profundidad (m).

Índices de vegetación normalizada

Este estudio analizó un método para detectar y analizar la distribución de plantas acuáticas utilizando imágenes multiespectrales de VANT y varios índices de vegetación para un pequeño humedal. En la Figura 8 se observan los cinco índices de vegetación calculados para la estación Las Palmas durante los meses de julio, septiembre y octubre 2021. Claramente se distingue la cobertura de pasto marino con los índices NDVI, NDREI y GNDVI, por otra parte, usando los índices de ENDVI y NGRDI no se alcanza a percibir por completo la cobertura de la pradera. Cabe señalar que en el mes de septiembre es cuando mejor se desempeñan los índices debido a la presencia de mayor biomasa. En el caso de los índices NDVI y GNDVI las partes oscuras marcan la ausencia de pasto marino, mientras que las partes blancas/grises distinguen la cobertura del pasto marino. En cambio, el índice NDREI muestra la cobertura de pasto marino en negro y su ausencia en color blanco. En los índices ENDVI y NGRDI no se distingue a detalle el límite o cobertura de las praderas.

En la Figura 9 se perciben los cinco índices de vegetación normalizada para la estación El Mirador durante los meses julio, septiembre y octubre de 2021. Al igual que la figura anterior, se observa que los índices que representan mejor la cobertura son: NDVI, NDREI y GNDVI. Se tuvo que recortar parte de la estación para el mes de septiembre debido a una alta suspensión de material sedimentario en la columna de agua debido a actividades turísticas. Los índices de vegetación más efectivos para distinguir entre praderas de pasto marino y la columna de agua fueron el NDVI, NDREI y GNDVI (Figuras 8 y 9).

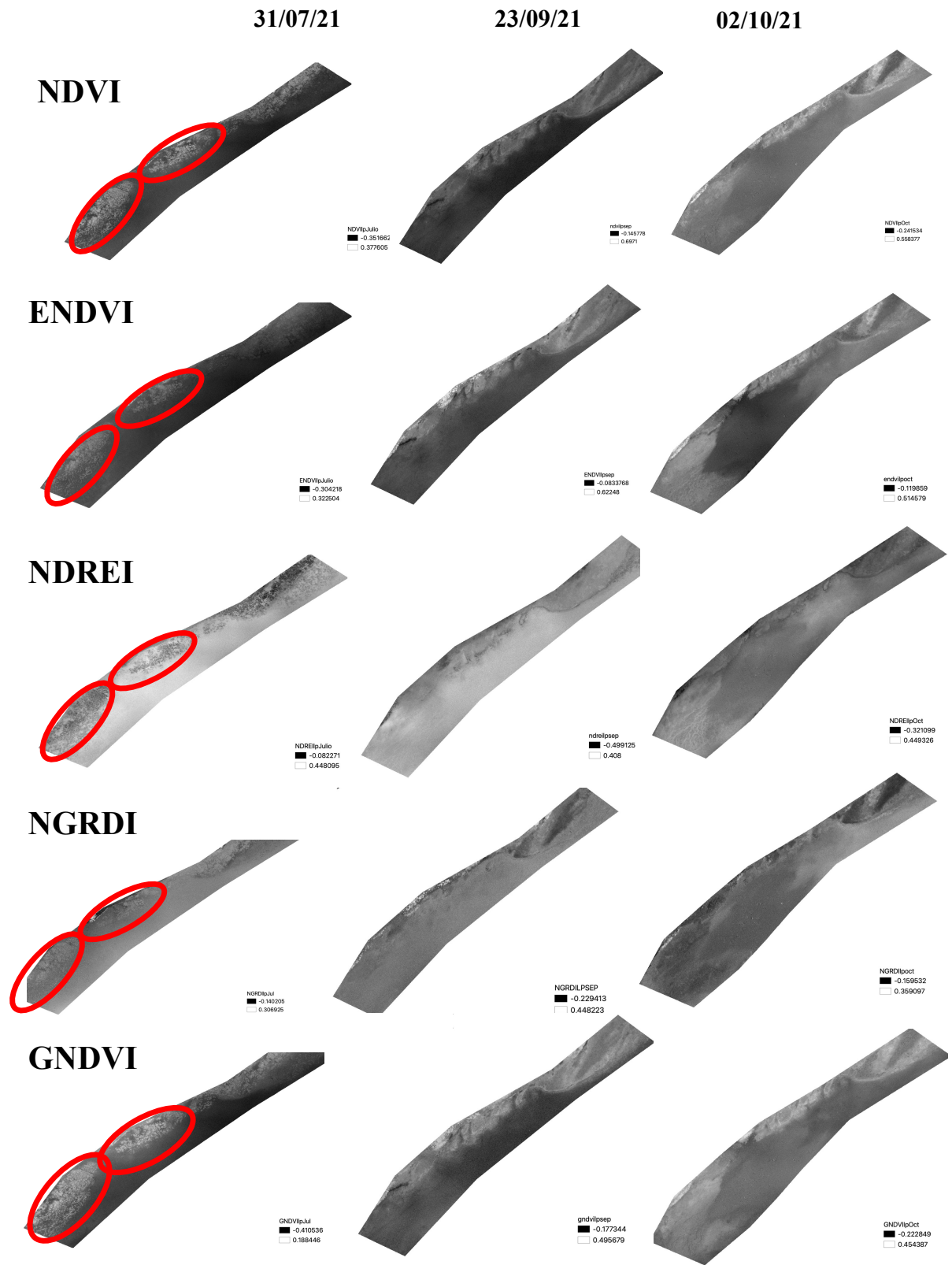


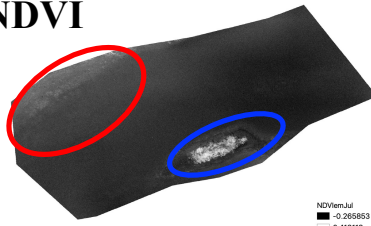
Figura 8. Índices de vegetación calculados para los meses de julio, septiembre y octubre 2021 en la estación Las Palmas. Polígonos en rojo indican donde se ubican las praderas mediante clasificación supervisada.

31/07/21

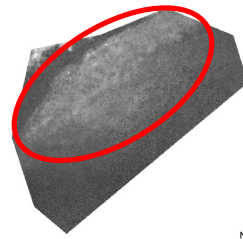
23/09/21

02/10/21

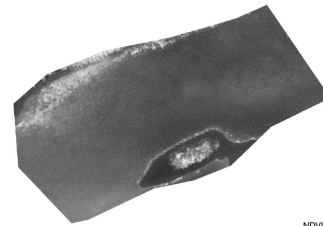
NDVI



NDVIlemJul
■ -0.265863
□ 0.416118

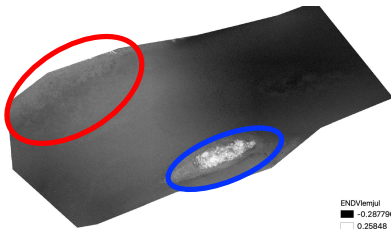


NDVIlemSep
■ -0.1804
□ 0.6556

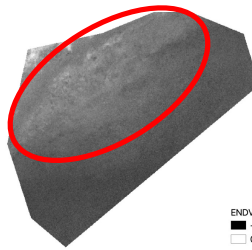


NDVIlemOct
■ -0.171383
□ 0.57033

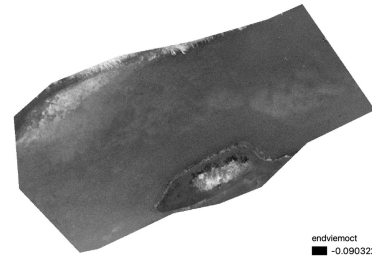
ENDVI



ENDVIlemJul
■ -0.267796
□ 0.26848

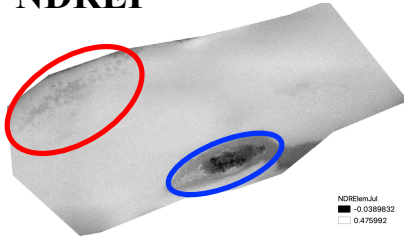


ENDVIlemSep
■ -0.145196
□ 0.563793

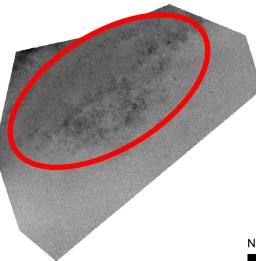


endVIlemOct
■ -0.0903226
□ 0.486693

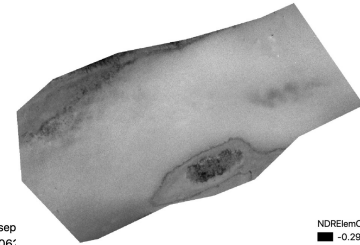
NDREI



NDREIlemJul
■ -0.0368632
□ 0.476992

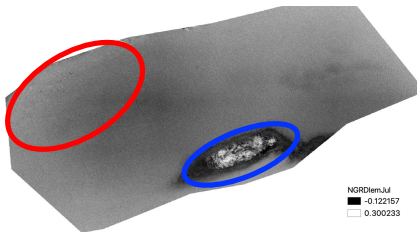


NDREIlemSep
■ -0.3061
□ 0.49901

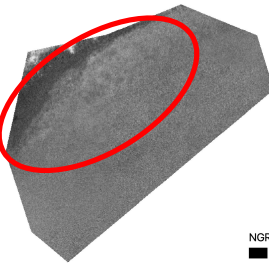


NDREIlemOct
■ -0.2903226
□ 0.477664

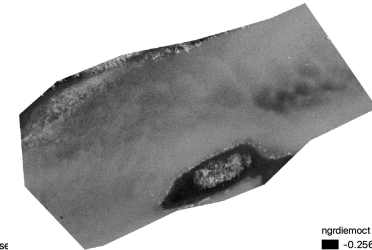
NGRDI



NGRDIlemJul
■ -0.122157
□ 0.300233

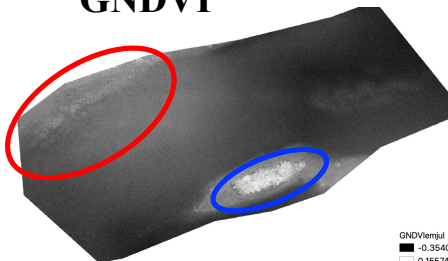


NGRDIlemSep
■ -0.201
□ 0.443

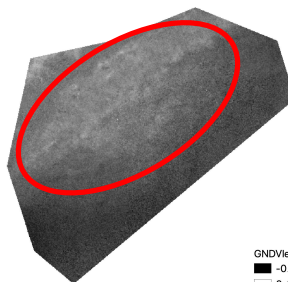


ngrDIlemOct
■ -0.256883
□ 0.298657

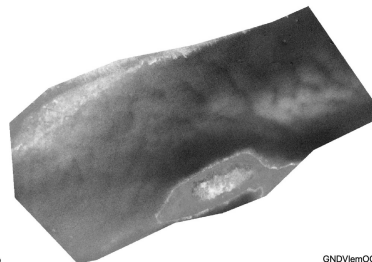
GNDVI



GNDVIlemJul
■ -0.3540
□ 0.15574



GNDVIlemSep
■ -0.18149
□ 0.49019



GNDVIlemOct
■ -0.118547
□ 0.473026

Figura 9. Índices de vegetación calculados para la estación El Mirador para los meses de julio, septiembre y octubre 2021. Polígonos en rojo indican praderas y polígonos en azul indican parte de un islote ubicado dentro del humedal mediante clasificación supervisada.

IV. DISCUSIÓN

A pesar de que el interés por las praderas de pasto marino ha incrementado en las costas de México, algunas de sus poblaciones en la costa del norte de Baja California aún no han sido caracterizadas o registradas a excepción de algunos trabajos (Cabello-Pasini *et al.*, 2004; Lopez-Calderon *et al.*, 2010; Lopez-Calderon, 2012; Herrera-Silveira *et al.*, 2019). Por lo tanto, esta es la primera investigación sobre la variabilidad espacio-temporal de las praderas del género *Ruppia* en la parte norte de Baja California dentro del humedal de La Misión de San Miguel Arcángel.

La estación El Mirador presentó la mayor biomasa (45 g ps/m²) seguida de la estación Las Palmas (28 g ps/m²), esta diferencia fue respaldada estadísticamente por el resultado de la prueba de bondad de ajuste basada en un modelo de homogeneidad. La estación El Canal fue la que presentó menor biomasa (5 g ps/m²), mientras que la estación La Playa que es la más cercana a la boca del humedal no presentó crecimiento de haces. Los valores de biomasa de *Ruppia* registrados dentro de este humedal fueron muy bajos en comparación a otros estudios (ver Tabla IV) (Grøntved, 1958; Higginson, 1968; Nixon y Oviatt, 1973; Congdom y McComb, 1979; Kiørbe, 1980; Harrison, 1982; Flores-Verdugo *et al.*, 1988; McGovern, 2009; Masto *et al.*, 2020). En el caso de Las Palmas y El Mirador la presencia de haces de *Ruppia* se dio durante seis meses (mayo-octubre). Utilizando una prueba estadística de bondad de ajuste se observaron diferencias significativas, donde el mes de junio presentó la mayor biomasa para la estación Las Palmas. Este ciclo de vida de seis meses observado en el 2021 es similar a los ciclos reportados en estudios previos en ambientes estuarinos someros (Harrison, 1982; Flores-Verdugo *et al.*, 1988; Dunton, 1990; Malea *et al.*, 2004). Durante estos seis meses *Ruppia* presentó el 100% de su biomasa como haces reproductivos (espádices) para ambas estaciones. Se ha observado que en otras praderas de Baja California Sur el porcentaje de espádices en las praderas es mucho menor (Lopez-Calderon com. pers., 2022). Parte de las praderas mostraron su punto máximo a principios de verano y disminuyeron al mismo tiempo que la temperatura (18-15 °C). Similar a esto, Lieberman (2002) registró un periodo de máximo crecimiento de *Ruppia* de mayo a octubre en San Diego, California, EEUU.

Tabla IV. Datos registrados de biomasa de *Ruppia* en diferentes ambientes.

Fuente	Biomasa (g ps /m²)	Lugar
Grøntved, 1958	243	Dinamarca
Higginson, 1968	>600	Nueva Gales del Sur
Nixon y Oviatt, 1973	50-1480	Nueva Inglaterra
Congdom y McComb, 1979	8-503	Australia
Kjørbe, 1980	10-28	Dinamarca
Harrison, 1982	4	Columbia Británica
Flores-Verdugo et al., 1988	0-620	Sinaloa, México
McGovern, 2009	87-327	Norte del Golfo de México
Masto et al., 2020	1,163	Carolina del Sur
Fimbres-Mendez, 2022	0-45	La Misión de San Miguel Arcángel, Baja California

Ruppia fue capaz de tolerar y crecer en una salinidad de 36-45 ups durante mayo-octubre en las estaciones Las Palmas y El Mirador, aun cuando la salinidad no presentó diferencias estadísticamente significativas durante estos meses. La-Peyre y Rowe (2003) encontraron que un aumento en la salinidad (~ 30 ups) puede afectar de manera negativa el crecimiento de *Ruppia*, por otro lado, no se han encontrado diferencias en el crecimiento de *Ruppia* en salinidades que oscilan entre 3-33 ups (Joanen y Glasgow, 1965). Lo anterior indica la plasticidad fisiológica de *Ruppia* y la falta de reportes para ambientes hipersalinos. En términos de temperatura, se registraron valores de 22-31°C durante el crecimiento de *Ruppia* lo que concuerda con varios estudios que reportan crecimiento entre 25-43°C (Edwards, 1978; Koch y Seeliger, 1988; Hillman y La-Peyre, 2019).

Se registró la turbidez (coeficiente de atenuación de luz difusa, Kd) dentro del humedal durante cuatro meses (septiembre a diciembre) siendo la estación El Canal la que mostró la mayor turbidez sin crecimiento de haces (Figura 10).

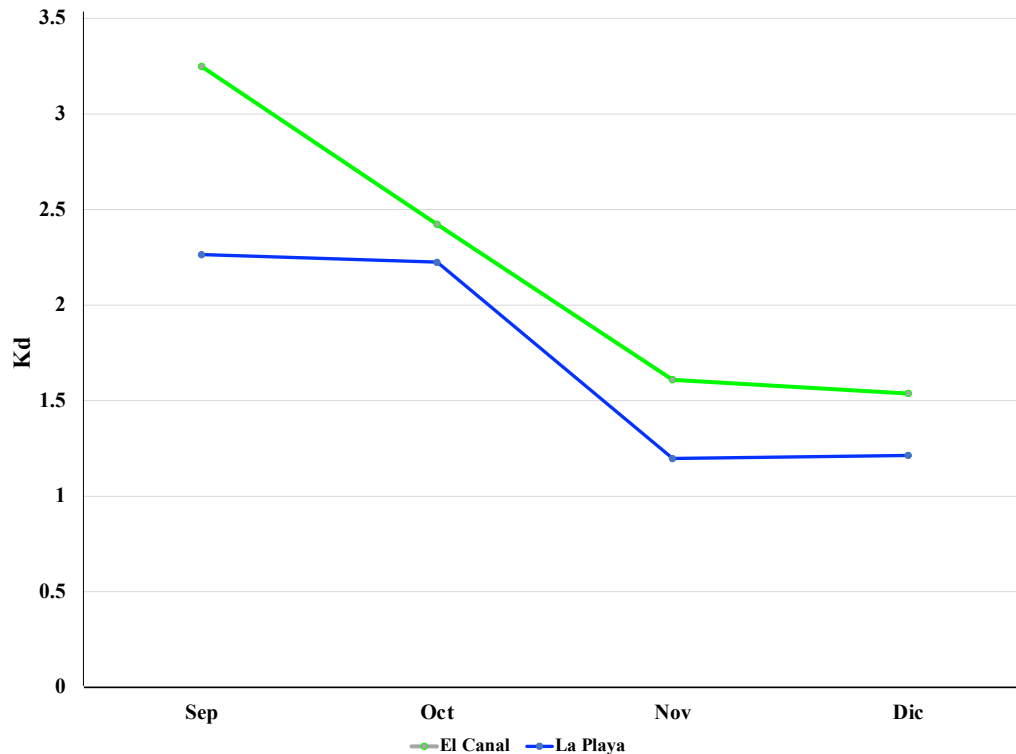


Figura 10. Turbidez estimada mediante el coeficiente de atenuación de luz difusa (K_d) dentro del humedal de La Misión para los meses septiembre-diciembre 2021. Valores determinados con las ecuaciones reportadas por Castillo-Ramírez *et al.* (2020).

En el caso de la estación El Canal se registraron valores bajos de biomasa (5-20 g ps/m²) y se observó un constante crecimiento de la macroalga Chlorophyta *Enteromorpha*. Por lo tanto, estas praderas tienen que competir con otras macrófitas marinas que limitan el campo de luz (Strasizar *et al.*, 2021). Es probable que el crecimiento rápido de macrófitas marinas, su acumulación y posterior descomposición puedan tener impactos tanto en el campo de luz como en la química del sedimento, creando un hábitat no óptimo para el crecimiento de *Ruppia* (Homer y Bondgaard, 2001; Borum *et al.*, 2005; Shields *et al.*, 2018). Observaciones en campo sugieren que las plantas jóvenes de *Ruppia* requieren mucha luz y nutrientes ($K_d < 0.0537$) para su crecimiento. (Joanen y Glasgow, 1965; Verhoeven, 1979; Strasizar *et al.*, 2021). El aumento en la turbidez posiblemente es responsable del retraso en la inducción del crecimiento en la estación El Canal ($K_d \gg 0.0537$), sin embargo, *Ruppia* presentó crecimiento de haces de agosto a septiembre, lo que muestra su capacidad de fotoadaptación para desarrollarse en ambientes turbios. Se requieren estudios adicionales sobre el papel de la turbidez dentro de este humedal.

La Playa no presentó vegetación durante los meses muestreados donde se registró un intervalo de salinidad de 35 a 46 ups y una temperatura máxima de 35°C, sin embargo, presentó

un total de 85,000 semillas/m² durante el mes de agosto. *Ruppia* tolera un rango amplio de salinidades, pero germina y crece mejor en aguas de baja salinidad (15-20 ups) (Setchell, 1924; Seeliger *et al.*, 1984; Kantrud, 1991; Koch y Dawes, 1991; Johnson *et al.*, 2001). Estas salinidades altas pueden tener efectos negativos en el crecimiento de *Ruppia* y su reproducción, mientras que una salinidad baja promueve la germinación de semillas de *Ruppia* (Verhoeven, 1979; Kantrud, 1991; Murphy *et al.*, 2003; Gu *et al.*, 2018; Gu *et al.*, 2019). En las estaciones donde se presentó mayor biomasa (El Mirador y Las Palmas) la salinidad en los primeros meses (marzo-mayo) fue de 32-36 ups lo que conllevó a una germinación exitosa, mientras que en ese mismo tiempo, La Playa presentó una salinidad de 35-39 ups. Por lo tanto, la alta salinidad aquí registrada posiblemente detuvo el proceso de germinación. Malea *et al.* (2004) observó que una germinación exitosa se da durante la primavera donde se tiene la presencia de salinidades bajas (15-25 ups) y un incremento en la temperatura. En comparación con la salinidad, la turbidez no impidió el crecimiento vegetativo, dado que en La Playa se registraron valores de Kd menores a los observados en El Canal durante el muestreo (Ver Figura 10). Pero es cierto que el crecimiento vegetativo y la reproducción de poblaciones anuales de *Ruppia* se ven afectadas por la temperatura y la transparencia de la columna de agua (Malea *et al.*, 2004). Durante los meses de marzo-abril se registró una temperatura de 17-23°C en la estación La Playa y se ha reportado que la temperatura óptima para la germinación de semillas es entre 15-20° C, mientras que temperaturas de 20-25° C favorecen el crecimiento vegetativo y la actividad reproductiva (Setchell, 1924; Richardson *et al.*, 2018).

La densidad de semillas registrada en La Playa supera los valores registrados anteriormente en la literatura, hasta donde llega nuestro conocimiento (Ver Tabla V); seguido de las estaciones El Mirador y El Canal donde se registró un total de 25,000 semillas/m² durante los meses de julio y noviembre respectivamente (Figura 6).

Tabla V. Densidades de semillas de *Ruppia* registradas en diferentes ambientes.

Fuente	#semillas/m²	Lugar
McMillan, 1985	65	Laguna Madre, Texas
Bonis <i>et al.</i>, 1995	50	Sur de Francia
Acosta <i>et al.</i>, 1999	4,352	Argentina
Johnson <i>et al.</i>, 2003	2,500	San Diego, California
Rodriguez-Perez y Green, 2006	11,000	Sur de España
Porter <i>et al.</i>, 2007	6,000	Australia
McGovern, 2009	31,800	Norte del Golfo de México
Fimbres-Mendez, 2022	200-85,000	4 sitios, La Misión de San Miguel Arcángel, Baja California

Es probable que gran parte del rebrote de *Ruppia* dentro del humedal provenga de la germinación de semillas en lugar de crecimiento vegetativo (Verhoeven, 1979; Harrison, 1982; Dunton, 1990; Cho y Poirrier, 2005; Kahn y Durako, 2005). Strazisar *et al.* (2013) observaron que la producción de semillas contribuye principalmente a la regeneración de las praderas anuales de *Ruppia* en condiciones donde la salinidad varía de manera amplia. Una estrategia importante para las poblaciones anuales de pastos marinos en ambientes donde existen presiones antropogénicas o naturales es mantener bancos de semillas viables y estables a partir de las cuales la población pueda reclutar nuevos haces (Thompson y Grime, 1979; Thompson *et al.*, 1998; Grime, 2001; Strazisar *et al.*, 2016). Se reconoce que los bancos de semillas de las praderas de pasto marino son cada vez más importantes para la recuperación y el mantenimiento de las poblaciones, ya que estas disminuyen cuando las condiciones ambientales superan los límites de tolerancia al estrés de las especies. Esto se ha observado a medida que se intensifican las perturbaciones antropogénicas (Inglis, 2000; Erftemeijer y Lewis, 2006; Jarvis *et al.*, 2014; Kim *et al.*, 2014; Strazisar, 2016; Strazisar *et al.*, 2021). Por ejemplo, Guerrero-Meseguer (2018) observó que el crecimiento de *Ruppia* se ve afectado por el incremento del dióxido de carbono en ambientes estuarinos.

Cabe mencionar que los resultados aquí presentados son en base a un año (2021) que describe parcialmente el funcionamiento de las praderas de *Ruppia* dentro del humedal de La Misión. Varios estudios sugieren que la dinámica estacional de las praderas de *Ruppia* depende tanto de las condiciones ambientales como de su estrategia genética dando como resultado su patrón de crecimiento característico (Pirc, 1986; Williams, 1988; Duarte, 1989). Sin embargo, algunos estudios concluyen que se requiere mayor evidencia para correlacionar las variables ambientales con la distribución y abundancia de praderas de pasto marino como *Ruppia* o

Zostera (Merino *et al.*, 2005; Hillman *et al.*, 2016; Mastro *et al.*, 2020). Por lo tanto, se sugiere una evaluación anual periódica de las variables ambientales para estimar la abundancia espacio-temporal de las praderas de *Ruppia* en el humedal de La Misión.

En cuanto a las imágenes aéreas, los valores de los cinco índices de vegetación para ambas estaciones (Las Palmas y El Mirador) fueron más altos en el mes de septiembre, lo que coincide con el rápido desarrollo del pasto marino durante este mes (ver Tabla VI). Y coincide con el patrón de las plantas que crecen en el verano cuando existen temperaturas altas (~30°C) (Edwards, 1978; Koch y Seeliger, 1988; Setchell, 1924; Richardson *et al.*, 2018; Hillman y La-Peyre, 2019). Los índices de vegetación disminuyeron en octubre en correspondencia con la disminución gradual de la temperatura en otoño.

A pesar de que estos índices tienen sus ventajas, una de las desventajas es el error en usar la banda espectral roja e infrarroja (~550nm-710nm) para detectar plantas acuáticas. Debido a las propiedades ópticas del agua de mar, esta absorbe fuertemente en la banda espectral del rojo y absorbe muy débilmente en las bandas espectrales azul y verde, por lo que estas longitudes de onda penetran a una mayor profundidad (Kirk, 2011). Por lo tanto, la reflectancia asociada con longitudes de onda por encima de 550nm por parte de cuerpos de agua corresponde a los primeros centímetros de la columna de agua (IOCCG, 1998) y provee poca información respecto a la vegetación acuática sumergida. Por ejemplo, una capa de un metro de espesor de agua de mar absorbe alrededor del 35% de la luz incidente de la longitud de onda de 680nm (IOCCG, 2019). Dado esto, al utilizar la reflectancia de bandas espectrales >550nm se puede estar subestimando la cantidad de vegetación acuática sumergida. Los índices calculados con las bandas espectrales azul o verde pueden ser de mayor utilidad en medios acuáticos dado que penetran profundamente y en la misma medida, mientras que la luz roja, que el agua absorbe con bastante fuerza, se atenúa rápidamente (IOCCG, 2000).

Tabla VI. Índices de vegetación para cada mes (julio, septiembre y octubre) de las estaciones Las Palmas y El Mirador.

	julio		septiembre		octubre	
	Las Palmas	El Mirador	Las Palmas	El Mirador	Las Palmas	El Mirador
NDVI	0.37	0.41	0.69	0.65	0.55	0.57
ENDVI	0.32	0.25	0.62	0.56	0.51	0.48
NDREI	-0.08	-0.03	-0.49	-0.30	-0.32	-0.29
NGRDI	0.30	0.30	0.44	0.44	0.35	0.29
GNDVI	0.18	0.15	0.49	0.49	0.45	0.47

El creciente desarrollo urbano y turístico a lo largo de la región costera entre Rosarito y Ensenada ha ocasionado que los escasos humedales costeros estén siendo sujetos a un continuo deterioro por la actividad antropogénica. Por ende, es de gran importancia continuar con el monitoreo y registro de las praderas de *Ruppia* dentro del humedal de La Misión B.C. Cabe señalar la presencia de 17 especies de avifauna en el área de estudio, consideradas bajo algún estatus de conservación en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001 (SEMARNAT, 2002). De estas especies destacan los rálidos y otros como los passerinos *Polioptila californica* y *Passerculus sandwichensis* (Ruiz-Campos, 2005). Por lo tanto, este sitio debe ser considerado clave o estratégico para futuros programas de conservación, dado que constituye un corredor ecológico regional junto con los humedales de Santo Tomas y El Rosario.

V. CONCLUSIONES

Ruppia presentó una biomasa máxima de 45 g ps/m² durante los meses de junio-agosto en la estación El Mirador con un crecimiento del 100% de haces reproductivos siendo el primer registro de una pradera con una inversión tan alta en espádices.

La estación La Playa presentó una cantidad de 85,000 semillas/m² la cual excedió lo reportado en la literatura hasta la fecha.

La salinidad jugó un papel muy importante en la germinación de semillas, donde valores altos de salinidad (>35 ups) registrados en La Playa inhibieron su desarrollo mientras que salinidades bajas (<35 ups) favorecieron la germinación en las estaciones El Canal, El Mirador y Las Palmas para los meses de marzo-abril del 2021.

Fue posible detectar praderas del género *Ruppia* mediante tres índices (NDVI, NDREI, GNDVI) utilizando imágenes aéreas durante los meses de julio, septiembre y octubre del 2021. Sin embargo, existe incertidumbre en su uso, debido a que estos índices utilizan las bandas espectrales roja e infrarroja. Un índice modificado que utilice las longitudes de onda verdes o azules sería capaz de obtener más información sobre la vegetación acuática sumergida.

El presente estudio constituye un punto de partida fundamental para conocer sobre la importancia de las praderas de pasto marino en estuarios o humedales poco conocidos o no explorados e incluir a estos ecosistemas en agendas de conservación o planes de gestión ambiental regional.

REFERENCIAS

- Acosta LW, Sabbatini MR, Fernandez OA, Burgos MA. 1999. Propagule bank and plant emergence of macrophytes in artificial channels of a temperate irrigation area in Argentina. *Hydrobiologia*. 415:1–5.
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch EW, Stier AC, Silliman BR. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*. 81(2): 169-193.
- Boardman FC, Ruesink JL. 2022. Competition and coexistence in a rare Northeastern Pacific multispecies seagrass bed. *Aquatic Botany*. 176: 1-5.
- Bonis A, Lepart J. 1994. Vertical structure of seed banks and the impact of depth of burial on recruitment in two temporary marshes. *Vegetation*. 112: 127–139.
- Bonis A, Lepart J, Grillas P. 1995. Seed bank dynamics and coexistence of annual macrophytes in a temporary and variable habitat. *Oikos*. 74: 81–92.

- Borum J, Pedersen O, Greve TM, Frankovich TA, Zieman JC, Fourqurean JW, Madden CJ. 2005. The potential role of plant oxygen and sulphide dynamics in die-off events of the tropical seagrass, *Thalassia testudinum*. *Journal of Ecology*. 93 (1): 148–158
- Brock MA. 1982. Biology of the salinity tolerant genus *Ruppia* L. in saline lakes in South Australia II. Population ecology and reproductive biology. *Aquatic Botany*. 13: 249–268.
- Brock MA. 1983. Reproductive allocation in annual and perennial species of the submerged aquatic halophyte *Ruppia*. *J. Ecol.* 71: 811–818.
- Bulanon DM, Fallahi E. 2017. A smart vision system for monitoring specialty crops. *Future Tech. Conf.* 1004-1007.
- Burke, L. M., & World Resources Institute .2001. Pilot analysis of global ecosystems: Coastal ecosystems. World Resources Institute. 93pp.
- Cabello-Pasini A, Muñiz-Salazar R, Ward DH. 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.
- Castillo-Ramírez A, Santamaría-del-Ángel E, González-Silvera A, Frouin R, Sebastiá-Frasquet MT, Tan J, Lopez-Calderon J, Sánchez-Velasco L, Enríquez-Paredes L. 2020. A new algorithm to estimate diffuse attenuation coefficient from Secchi disk depth. *J. Mar. Sci. Eng.* 8: 1-17.
- Chayhard S, Manthachitra V, Nualchawee K, Buranapratheprat A. 2018. Multi-Temporal Mapping of Seagrass Distribution by using Integrated Remote Sensing Data in Kung Kraben Bay (KKB), Chanthaburi Province, Thailand. *International Journal of Agricultural Technology*. 14 (2): 161-170pp.
- Cho HJ, Poirrier MA. 2005. Seasonal growth and reproduction of *Ruppia maritima* L. s.l. in Lake Pontchartrain Louisiana, USA. *Aquatic Botany*. 81: 37-49. DOI: 10.1016/j.aquabot.2004.10.002
- Cho HJ, Sanders YL. 2009. Note on organic dormancy of estuarine *Ruppia maritima* L. seeds. *Hydrobiologia*. 617: 197-201. DOI: 10.1007/s10750-008-9541-7
- Christianen MJA, van Belzen J, Herman PMJ, van Katwijk MM, Lamers LPM, van Leent PJM, Bouma TJ. 2013. Low-Canopy Seagrass Beds Still Provide Important Coastal Protection Services. *Plos One*. 8: 1-8.
- Congdom PA, McComb AL. 1979. Productivity of *Ruppia*: Seasonal changes and dependence on light in an Australian estuary. *Aquatic Botany*. 6:121-132.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387: 253:260.

- Dawes CJ, Hanisak D, Kenworthy WJ. 1995. Seagrass biodiversity in the Indian river lagoon. *Bull. Mar. Sci.* 57:59–66.
- Dawson EY. 1962. Marine and marsh vegetation of Bahia San Quintin, Baja California. *Pacific Naturalist*. 3: 275-280.
- Den Hartog C. 1981. Aquatic plant communities of poikilosaline waters. *Hydrobiologia* 81, 15-22.
- Duarte CM. 1989. Temporal biomass variability and production/biomass relationship of seagrass communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 51: 269-276.
- Dunton KH. 1990. Production ecology of *Ruppia maritima* L.s.l. and *Halodule wrightii* Aschers in two subtropical estuaries. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 143: 147–164.
- Edwards RRC. 1978. Ecology of a coastal lagoon complex in Mexico. *Estuarine and Coastal Marine Science* 6:75–92.
- Elazab A, Ordóñez RA, Savin R, Slafer GA, Araus JL. 2016. Detecting interactive effects of N fertilization and heat stress on maize productivity by remote sensing techniques. *Eur. J. Agron.* 73: 11–24.
- Erfteimeijer PLA, Lewis RRR. 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Marine Pollution Bulletin.* 52: 1553–1572.
- Ferraro PJ. 2011. The Future of Payments for Environmental Services. *Conservation Biology.* 25(6): 1134-1138.
- Flores-Verdugo FJ, Day JW, Mee L, Briseño-Dueñas R. 1988. Phytoplankton Production and Seasonal Biomass Variation of Seagrass, *Ruppia maritima* L., in a Tropical Mexican Lagoon with an Ephemeral Inlet. *Estuaries.* 11: 51-56.
- García-Cárdenas DA, Ramón-Valencia JA, Alzate-Velásquez DF, Palacios-Gonzalez JR. 2019. Dynamics of the indices NDVI and GNDVI in a rice growing in its reproduction phase from multi-spectral aerial images taken by drones. *Springer Nature Switzerland.* 893: 106-119.
- Gonzalez-Gutierrez M. 1977. Observaciones sobre un comportamiento atípico de *Ruppia maritima* L. en una laguna costera tropical. *Boletín de la Sociedad Botánica de México.* 37: 53-68. DOI: 10.17129/botsoci.1163
- Green EP, Short FT. 2003. *World atlas of seagrasses.* University of California Press, California. 298.
- Grime JP. 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties,* 2nd ed. Wiley & Sons, Ltd., Chichester, UK.
- Grøntved J. 1958. Underwater macrovegetation in shallow coastal waters. *Cons. Int. Explor. Mer.* 24:32-42.

- Gu R, Zhou Y, Song X, Xu S, Zhang X, Lin H, Xu S, Yue S, Zhu S. 2018. Tolerance of *Ruppia sinensis* seeds to desiccation, low temperature, and high salinity with special reference to long-term seed storage. *Frontiers in Plant Science*. 9: 221.
- Gu R, Song X, Zhou Y, Zhang X, Xu S, XuS, Yue S, Zhang Y, Zhu S. 2019. *In situ* investigation of the influence of desiccation on sediment seed banks and population recruitment of the seagrass *Ruppia sinensis* in the Yellow River Delta, China. *Marine Pollution Bulletin*. 149: 1-8.
- Guerrero-Meseguer L. 2018. The effects of ocean acidification in homoespecific and heterospecific beds of *Halodule wrightii* and *Ruppia maritima*. In: Guerrero-Meseguer L. The effects of natural and anthropogenic drivers on seagrasses. Universidad de Murcia, España. 163-206.
- Guiry MD, Guiry GM. 2018. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>; searched on December 1, 2021
- Harrison PG. 1982. Seasonal and year-to-year variations in mixed intertidal populations of *Zostera japonica* Aschers. & Graebn. and *Ruppia maritima* L. s.l. *Aquatic Botany*. 14: 357-371.
- Hartog C., Tussenbroek BI, Wong JGR, Mercado-Ruaro P., Marquez-Guzman JG. 2016. A new *Ruppia* from Mexico: *Ruppia mexicana* n.sp. *Aquatic Botany*. 131: 38-44. DOI: 10.1016/j.aquabot.2016.02.005
- Herrera-Silveira JA, Morales-Ojeda SM, Mendoza-Martínez JE, Medina-Gómez I, Ramirez-Ramirez J, Sandoval-Gil JM, Camacho-Ibar VF. 2019. Pastos Marinos. En: Programa Mexicano del Carbono: Estado del Ciclo del Carbono en Mexico. 150-177.
- Higginson FR. 1968. The ecology of submerged aquatic angiosperms within the Tuggerah Lakes system of New South Wales, Ph.D. Thesis, Univ, Sydney
- Hillman ER, DeMarco KE, Peyre ML. 2016. Establishing a baseline of estuarine submerged aquatic vegetation resources across salinity zones within coastal areas of the northern Gulf of Mexico. *SEAFWA Journal*. 3: 25-32.
- Hillmann E, La Peyre MK. 2019. Effects of salinity and light on growth and interspecific interactions between *Myriophyllum spicatum* L. and *Ruppia maritima* L. *Aquatic Botany*. 155: 25-31. DOI: 10.1016/j.aquabot.2019.02.007
- Holmes A, Illowsky B, Dean S. 2022. Introduccion a la estadistica empresarial. OpenStax. 1-2.
- Homer M, Bondgaard EJ. 2001. Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. *Aquatic Botany*. 70 (1): 29–38.
- Howard J, Hoyt S, Isensee K, Telszewski M, Pidgeon E. 2014. Coastal blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Virginia. 180.

- Huang S, Tang L, Hupy JP, Wang Y, Shao G. 2020. A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *J. Forest Rest.* 32: 1-6.
- Inglis GJ. 2000. Variation in the recruitment behaviour of seagrass seeds: implications for population dynamics and resource management. *Pacific Conservation Biology.* 5: 251–259.
- IOCCG. 1998. Minimum requirements for an operational ocean-colour sensor for the open ocean. Morel A (ed.). IOCCG Report Series, No.1. Dartmouth, Canada.
- IOCCG. 2000. Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex, waters. Sathyendranath S. (ed.). IOCCG Report Series, No.3. Dartmouth, Canada.
- IOCCG. 2019. Uncertainties in Ocean Colour remote sensing. Mélin F (ed.). IOCCG Report Series, No.18. Dartmouth, Canada.
- Jackson EL, Rowden AA, Attrill MJ, Bossey SJ, Jones MB. 2001. The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review.* 39: 269-303.
- Jannoura R, Brinkmann K, Uteau D, Bruns C, Joergensen RG. 2015. Monitoring of crop biomass using true colour aerial photographs taken from a remote controlled hexacopter. *Biosys. Eng.* 129: 341–351.
- Jarvis JC, Brush MJ, Moore KA. 2014. Modeling loss and recovery of *Zostera marina* beds in the Chesapeake Bay: the role of seedlings and seed-bank viability. *Aquatic Botany.* 113: 32–45.
- Joanen T, Glasgow LL. 1965. Factors influencing the establishment of widgeongrass stands in Louisiana. *Proc. Southeast Assoc. Game Fish Comm.* 19: 78–92.
- Johnson MR, Williams SL, Lieberman CH, Solbak A. 2003. Changes in the Abundance of the Seagrasses *Zostera marina* L.(eelgrass) and *Ruppia maritima* L. (widgeongrass) in San Diego, California, Following an El Niño Event. *Estuaries.* 26: 106-115. DOI: 10.1007/BF02691698
- Kahn AE, Durako MJ. 2005. The effect of salinity and ammonium on seed germination in *Ruppia maritima* from Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.* 77: 453–458.
- Kantrud HA. 1991. Widgeongrass (*Ruppia maritima* L.): A Literature Review. *Fish Wildl. Res.* 10: 1-58pp.
- Kim SH, Kim JH, Park SR, Lee KS. 2014. Annual and perennial life history strategies of *Zostera marina* populations under different light regimes. *Marine Ecology Progress Series* 509: 1–13.
- Kirk JTO. 2011. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. University Press, Cambridge. 638.

- Kjørbe T. 1980. Production of *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande in mixed beds in Ring Koberg Fjord (Denmark). *Aquatic Botany*. 9: 135-143.
- Koch EW, Dawes CJ. 1991. Ecotypic differentiation in populations of *Ruppia maritima* L. germinated from seeds and cultured under algae-free laboratory conditions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 152:145–159.
- Koch EW, Seeliger U. 1988. Germination ecology of two *Ruppia maritima* L. populations in southern Brazil. *Aquatic Botany*. 31:321–327.
- Kuwaie T. 2019. Blue carbon in shallow coastal ecosystems: carbon dynamics, policy, and implementation. Kuwaie T, Masakazu H (Eds.).
- La-Peyre MK, Rowe S. 2003. Effects of salinity changes on growth of *Ruppia maritima* L. *Aquatic Botany*. 77: 235-241.
- Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM. 2007. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Netherlands. 690 pp.
- Lavery P, Mateo MA, Serrano O, Rozaimi M. 2013. Variability in the Carbon Storage of Seagrass Habitats and Its Implications for Global Estimates of Blue Carbon Ecosystem Service. *PLoS ONE*. 8(9): 1-12.
- Lazar AC, Dawes CJ. 1991. A seasonal study of the seagrass *Ruppia maritima* L. in Tampa Bay, Florida: organic constituents and tolerances to salinity and temperature. *Bot Mar* 34:265–269
- Li W, Niu Z, Chen H, Li D, Wu M, Zhao W. 2016. Remote estimation of canopy height and aboveground biomass of maize using high-resolution stereo images from a low-cost unmanned aerial vehicle system. *Ecol. Indic.* 67: 637–648.
- Lieberman CH. 2002. Relative contribution of abiotic and biotic factors to changes in distribution of the seagrasses *Zostera marina* and *Ruppia maritima*. M.S. Thesis, San Diego State University, San Diego, California.
- Lieth H. 1974. *Phenology and seasonality modelling*. Springer-Verlag, New-York
- Lopez-Calderon JM. 2012. Áreas críticas para la conservación de *Zostera marina* en lagunas costeras del noroeste de México. Tesis para obtener el grado de Doctor en ciencias marinas y costeras con orientación en manejo de zonas costeras. Universidad Autónoma de Baja California Sur, Departamento Académico de Biología Marina.
- Lopez-Calderon J, Riosmena-Rodriguez R, Rodriguez-Baron JM, Carrion-Cortez J, Torre J, Meling-Lopez A, Hinojosa-Arango G, Hernandez-Carmona G, Garcia-Hernandez J. 2010. Outstanding appearance of *Ruppia maritima* along Baja California Sur, Mexico and its influence in trophic networks. *Mar. Biodiv.*40: 293-300. DOI: 10.1007/s12526-010-0050-3

- Malea P, Kevrekidis T, Mogias A. 2004. Annual *versus* perennial growth cycle in *Ruppia maritima* L.: temporal variation in population characteristics in Mediterranean lagoons (Monolimni and Drana Lagoons, Northern Aegean Sea). *Botanica Marina*. 47: 357-366.
- Mannino AM, Menéndez M, Obrador B, Sfriso A, Triest L. 2015. The genus *Ruppia* L. (Ruppiaceae) in the Mediterranean region: An overview. *Aquatic Botany*. 124: 1-9.
- Masto NM, Bauer BA, Kaminski RM, Sharpe C, Leland RC, Wiggers E, Gerard PD. 2020. Rake Sampling to Estimate Biomass of Submersed Aquatic Vegetation in Coastal Wetlands. *Wetlands*. 40:957-966.
- McGovern TM. 2009. Growth and Reproduction of *Ruppia maritima* in the Northern Gulf of Mexico. *Gulf of Mexico Science*. 27: 91-101. DOI: 10.18785/goms.2702.02
- McMillan C. 1985. The seed reserve for *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* and *Ruppia maritima* in Laguna Madre, Texas. *Contrib. Mar. Sci.* 28:141–149.
- Meigs III, P. 1994. La frontera misional dominica en Baja California, colección “Baja California. *Nuestra Historia*, (7).
- Merino JH, Nyman JA, Michot T. 2005. Effects of season and marsh management on submerged aquatic vegetation in coastal Louisiana brackish marsh ponds. *Ecological Restoration*. 23: 235–243.
- Milchakova NA. 1989. Comparative description of the structure of *Zostera* spp. populations in the pure and mixed phytocenoses in the Kazachya Bay. *Ecologiya moray* 31: 26–30.
- Milchakova NA. 1999. On the status of seagrass communities in the Black Sea. *Aquatic Botany*. 65: 21–32.
- Misbari S, Hashim M. 2016. Change Detection of Submerged Seagrass Biomass in Shallow Coastal Water. *Remote Sens*. 8 (200): 1-29.
- Murcia S, Terrados J, Ramirez-Garcia P, Mansilla A. 2015. Phenology, biomass and productivity of sub-Antarctic *Ruppia filifolia*. *Polar Biology*. 38: 1677-1685.
- Murphy LR, Kinsey ST, Durako MJ. 2003. Physiological effects of short-term salinity changes on *Ruppia maritima*. *Aquatic Botany*. 75: 293-309.
- National Oceanic and Atmospheric Administration. 2022. 2021 Global climate summary: 6th-warmest year on record. Published by: Rebecca Lindsey. Found on: <https://www.climate.gov/news-features/features/2021-global-climate-summary-6th-warmest-year-record>
- Nagelkerken I, van der Velde G, Gorissen MW, Meijer GJ, van't Hof T, den Hartog C. 2000. Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 51: 31-44.

- Navarro-Fierro. 1988. Introducción a la bioestadística: Análisis de variables binarias. McGraw-Hill.
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdés L, DeYoung C, Fonseca L, Grimsditch G. 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme. Norway. 80.
- Nixon SW, Oviatt CA. 1973. Ecology of a New England salt marsh. *Ecological Monographs*. 43: 463–498.
- Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. 14 de noviembre de 2019, 1-105 pp.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes RA, Kendrick GA, Kenworthy JW, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL. 2006. A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience*. 56: 987-996. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[987:AGCFSE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2)
- Pettorelli N, Vik JO, Mysterud A, Gaillard JM, Tucker CJ, Stenseth NC. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Ecology and Evolution*. 20(9): 505-510.
- Phillips RC. 1960. Observations on the ecology and distribution of the Florida seagrasses. Prof Pap Ser No 2 Fla St Bd Conserv Mar Lab, St Petersburg.
- Pirc H. 1986. Seasonal aspects of photosynthesis in *Posidonia oceanica*. Influence of depth, temperature and light intensity. *Aquatic Botany*. 26: 203-212.
- Polania C, Pla L, Casanoves F. 2011. Diversidad funcional y servicios ecosistémicos. En: Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. CATIE. Costa Rica.
- Porter JL, Kingsford RT, Brock MA. 2007. Seed banks in arid wetlands with contrasting flooding, salinity and turbidity regimes. *Plant Ecol*. 188:215–234.
- Programa Regional del Corredor Costero Tijuana-Ensenada (COCOTEN) Consultado en: <http://www.bajacalifornia.gob.mx/fideicomiso>
- Pulich WM. 1985. Season growth dynamics of *Ruppia maritima* L. s.l. and *Halodule wrightii* Aschers. in southern Texas and evaluation of sediment fertility status. *Aquatic Botany*. 23: 53-66
- Quevedo-Urias H, Pérez-Salvador BR. 2014. Estadística para ingeniería y ciencias. Grupo editorial Patria. 437.
- Raheem N, Talberth J, Colt S, Fleishman E, Swedeen P, Boyle KJ, Rudd M, Lopez RD, O'Higgins T, Willer C, Boumans RM. 2009. The Economic Value of Coastal Ecosystems in California. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Washington, DC.

- Ramírez-García P, Lot A .1994. La distribución del manglar y de los "pastos marinos" en el Golfo de California, México. *An Inst Biol Univ Nal Autón México Ser Bot* 65:63–72
- Rasmussen J, Ntakos G, Nielsen J, Svensgaard J, Poulsen RN, Christensen S. 2016. Are vegetation indices derived from consumer-grade cameras mounted on UAVs sufficiently reliable for assessing experimental plots? *Eur. J. Agron.* 74: 75–92.
- Richardson JP, Lefcheck JS, Orth RJ. 2018. Warming temperatures alter the relative abundance and distribution of two co-occurring foundational seagrasses in Chesapeake Bay, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 599: 65-70
- Rodriguez-Perez H, Green AJ. 2006. Waterbird impacts on widgeongrass *Ruppia maritima* in a Mediterranean wetland: comparing bird groups and seasonal effects. *Oikos* 112:525–534
- Roelfsema C, Kovacs EM, Saunders MI, Phinn S, Lyons M. 2013. Challenges of remote sensing for quantifying changes in large complex seagrass environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 133: 161-171.
- Rosner, B. 2010. *Fundamentals of Biostatistics.* Brooks/Cole Cengage Learning. 802.
- Ruiz-Campos G. 2002. Estatus ecológico y distribución de la ictiofauna de humedales costeros (bocanas y marismas) en el noroeste de Baja California México (Área marina prioritaria amenazada A1: Ensenadense). SNIB-CONABIO Proyecto No._S087.
- Ruiz-Campos, G., Contreras-Balderas, S., Lozano-Vilano, M.L., González-Guzmán, S., Alaniz-García, J. 2000. Ecological and distributional status of the continental fishes of northwest Baja California, Mexico. *Bull. South. Calif. Acad. Sci.*, 99: 59-90
- Sebastiá MT. 2015. *Coastal ecosystems: Experiences and recommendations for environmental monitoring programs.* Nova Publishers.
- Seeliger U, Cordazzo C, Koch EW. 1984. Germination and algal-free laboratory culture of widgeongrass, *Ruppia maritima*. *Estuaries* 7:176–178.
- Setchell WA. 1924. *Ruppia* and its Environmental Factors. *Botany. Proc. N. A. S.* 286-288pp.
- Shields EC, Parrish D, Moore K. 2018. Short-Term temperature stress results in seagrass community shift in a temperate estuary. *Estuaries and Coasts.* 42: 755-764.
- Shimada S, Matsumoto J, Sekiyama A, Aosier B, Yokohana M. 2012. A new spectral index to detect Poaceae grass abundance in Mongolian grasslands. *Adv. Space Res.* 50: 1266–1277.
- Smigaj M, Gaulton R, Suárez JC, Barr SL. 2019. Combined use of spectral and structural characteristics for improved red band needle blight detection in pine plantation stands. *For. Ecol. Manag.* 434: 213–223.
- Song B, Park K. 2020. Detection of Aquatic Plants Using Multispectral UAV Imagery and Vegetation Index. *Remote Sens.* 12: 1-16.

- Strazisar T, Koch MS, Dutra E, Madclen CJ. 2013. *Ruppia maritima* L. seed bank viability at the Everglades-Florida Bay ecotone. *Aquatic Botany*. 111: 26–34.
- Strazisar T, Koch MS, Frankovich TA, Madden CJ. 2016. The importance of recurrent reproductive events for *Ruppia maritima* seed bank viability in a highly variable estuary. *Aquatic Botany*. 134: 103-112.
- Strazisar T, Koch MS, Santangelo CW, Madden CJ. 2021. Abiotic and biotic interactions control *Ruppia maritima* life history development within a heterogeneous coastal landscape. *Estuaries and Coasts*. 44: 1975-1993.
- Strong CJ, Burnside NG, Llewellyn D. 2017. The potential of small-Unmanned Aircraft Systems for the rapid detection of threatened unimproved grassland communities using an Enhanced Normalized Difference Vegetation Index. *PloS ONE*. 12 (10): e0186193.
- Sutton-Grier AE, Sandifer PA. 2019. Conservation of wetlands and other coastal ecosystems: a commentary on their value to protect biodiversity, reduce disaster impacts, and promote human health and well-being. *Wetlands*. 39: 1295-1302.
- Thompson K, Grime JP. 1979. Seasonal variation in the seed-banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J. Ecol.* 67: 893–921.
- Thompson K, Bakker JP, Bekker RM, Hodgson JG. 1998. Ecological correlates of seed persistence in the soil in NW European Flora. *J. Ecol.* 86: 163–169.
- Trevathan-Tackett SM, Kelleway J, Macreadie PI, Beardall J, Ralph P, Bellgrove A. 2015. Comparison of marine macrophytes for their contributions to blue carbon sequestration. *Ecology*. 96: 3043-3057.
- Verhoeven JTA. 1979. The ecology of *Ruppia*-dominated communities in western Europe III. Distribution of *Ruppia* representatives in relation to their autecology. *Aquatic Botany*. 6: 197–268.
- Ward DH, Tibbitts TL, Morton A, Carrera-Gonzalez E, Kempka R. 2004. Use of digital multispectral videography to assess seagrass distribution in San Quintin Bay, Baja California, Mexico. *Ciencias Marinas*. 30: 47-60.
- Wetzel RL, Penhale P. 1983. Photosynthesis, light response and metabolism of submerged macrophyte communities in the lower Chesapeake Bay, Virginia. In Wetzel, RL (Ed.), Final report. Structural and functional aspects of the ecology of submerged aquatic macrophyte communities in the low. 50-107
- Williams SL. 1988. Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 42: 63-71
- Xu F, Gao Z, Jiang X, Shang W, Ning J, Song D, Ai J. 2018. A UAV and S2A data-based estimation of the initial biomass of green algae in the South Yellow Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 128: 408–414.

Yang D, Yang C. 2009. Detection of Seagrass Distribution Changes from 1991 to 2006 in Xincun Bay, Hainan, With Satellite Remote Sensing. *Sensors*, 9: 830-844pp.

ANEXOS

Tabla A1. Información del vehículo aéreo no tripulado, 3D Robotics Solo®.

Características	
Velocidad	88 km/h
Peso	1.5 kg
Tiempo de vuelo	25 min
Condiciones de viento	40 km/h
Altura	100m

Tabla A2. Especificaciones de la cámara multiespectral MicaSense® RedEdge.

Características	
Peso	150g
Dimensiones	12.1 cm x 6.6 cm x 4.6 cm
Potencia	5.0 V DC, 4 W nominal
Bandas espectrales	Azul, verde, rojo, RedEdge, Near IR
Resolución de imagen	8.2 cm/pixel (por banda) a 120m de altura
Velocidad de captura	1 captura por segundo (todas las bandas), 12-bit RAW

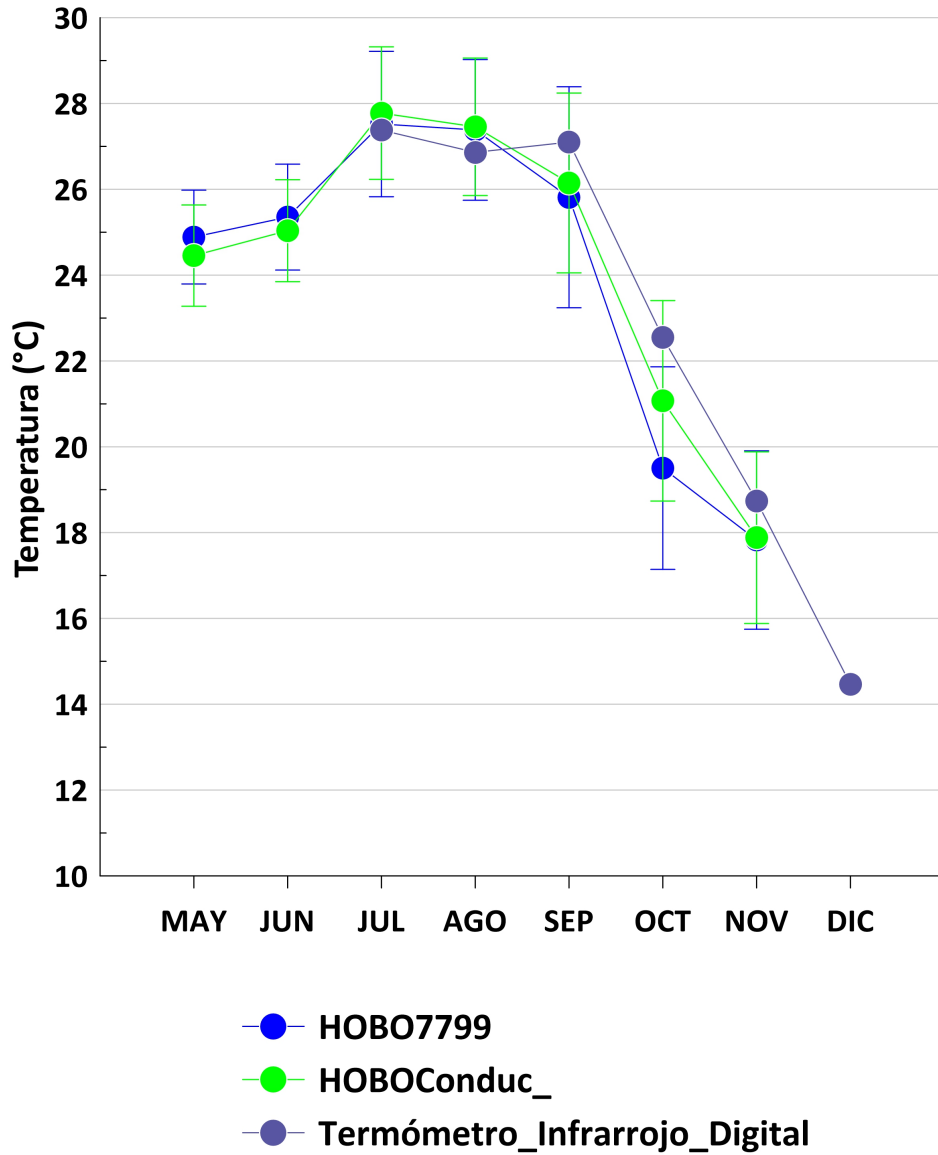


Figura A1. Registro de temperatura de sensores HOBO7799, conductímetro y termómetro infrarrojo digital para el humedal de La Misión.



Figura A2. Toma aérea del humedal durante el mes de marzo de 2021 con presencia de la macroalga *Enteromorpha* observada *in situ* (círculo rojo).

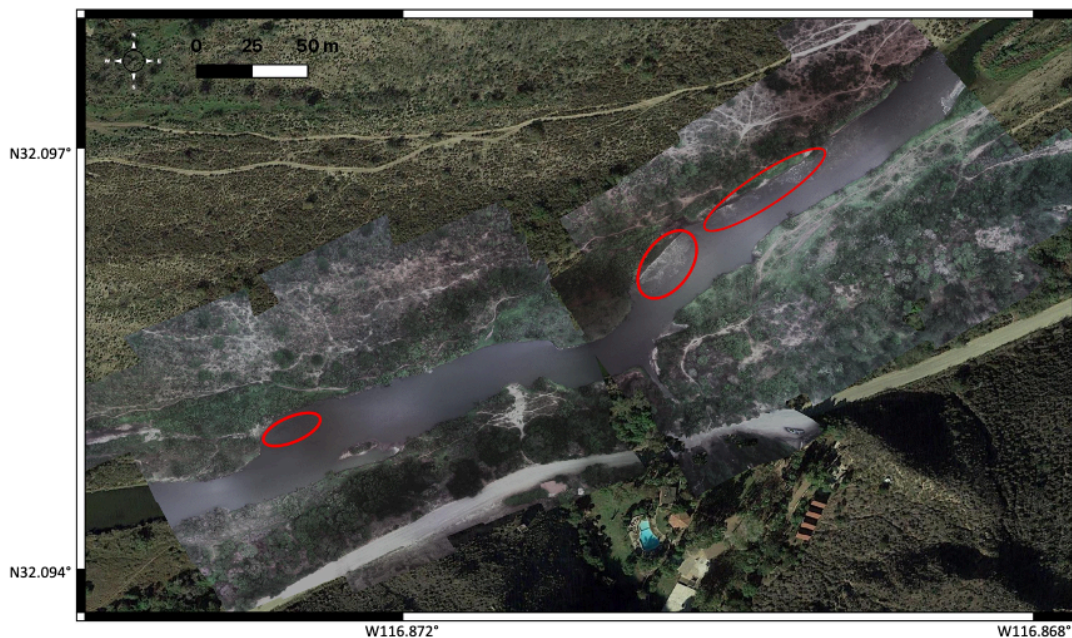


Figura A3. Toma aérea del humedal durante el mes de julio de 2021 con presencia de *Ruppia* (círculos rojos).



Figura A4. Toma aérea del humedal durante el mes de septiembre de 2021 con presencia de *Ruppia* (círculos rojos).

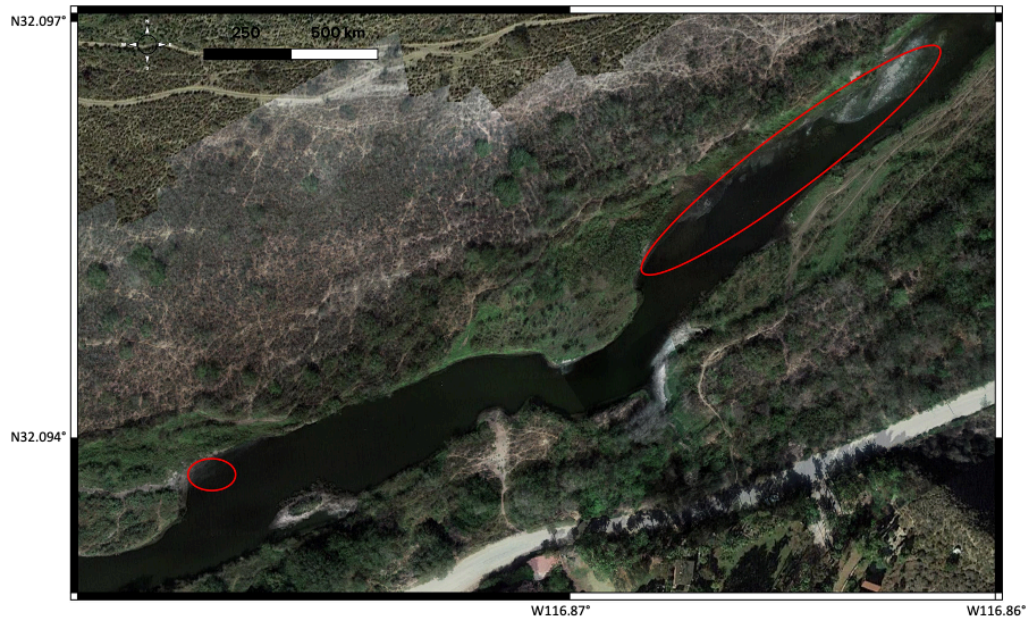


Figura A5. Toma aérea del humedal durante el mes de octubre de 2021 con poca presencia de *Ruppia* (círculos rojos).