

La investigación reportada en esta tesis es parte de los programas de investigación del CICESE (Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California).

La investigación fue financiada por el CONAHCYT (Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías).

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México). El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo o titular de los Derechos de Autor.

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Maestría en Ciencias
en Ecología Marina**

**Estimación del carbono azul secuestrado por una pradera de
Zostera marina en el estero de Punta Banda B.C. México**

Tesis
para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Juan Mauricio Martagón Domínguez

Ensenada, Baja California, México
2023

Tesis defendida por
Juan Mauricio Martagón Domínguez

y aprobada por el siguiente Comité

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirectora de tesis

M. C. Alejandro Hinojosa Corona
Codirector de tesis

Dr. Juan Carlos Herguera García

Dra. Lydia Betty Ladah

Dr. Rafael Ramírez Mendoza



Dr. Rafael Andrés Cabral Tena
Coordinador del Posgrado en Ecología Marina

Dra. Ana Denise Re Araujo
Directora de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Juan Mauricio Martagón Domínguez** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina

Estimación del carbono azul secuestrado por una pradera de *Zostera marina* en el estero de Punta Banda B.C. México

Resumen aprobado por:

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirectora de tesis

M. C. Alejandro Hinojosa Corona
Codirector de tesis

Las praderas de pastos marinos son consideradas como ecosistemas costeros que ofrecen valiosos servicios ecosistémicos, como es el secuestro de carbono orgánico (CO) en sus suelos, mejor conocido como carbono azul. Sin embargo, en general existen pocos registros de su distribución espacial, así como de su capacidad de almacenamiento de carbono, especialmente en la península de Baja California. En este trabajo se estimó la distribución espacial de *Zostera marina* en el Estero de Punta Banda (EPB), Baja California, México, así como la variabilidad del CO en el sustrato. Empleando técnicas de percepción remota, con el objeto de estimar la cobertura del pasto marino en la zona intermareal y submareal somera del EPB, se compiló una colección de imágenes de alta resolución espacial, consistente de cuatro levantamientos aéreos por dron con cámaras infrarrojas y 7 imágenes satelitales de la constelación PlanetScope, tomadas durante mareas bajas entre los años 2021 y 2022. Esta colección fue procesada con un algoritmo de clasificación por pixel de tipo bosque aleatorio, en la plataforma Google Earth Engine. Al agregar las clasificaciones individuales de la colección, se calculó un mapa de probabilidad de existencia de *Zostera marina*, arrojando una extensión estimada de 20.32 ha en 2022 y 27.66 ha en todo el periodo de estudio, representando un 2% del área total de la zona intermareal, submareal y canales de inundación en el EPB, la cual tiene una extensión aproximada de 1004.64 ha. Usando técnicas de pérdida por calcinación en conjunto con análisis elemental, se analizó el CO contenido en núcleos de sustrato de 50 cm de profundidad recolectados en zonas vegetadas y no vegetadas por pasto marino del intermareal. Se encontró que el sustrato vegetado por *Zostera marina* secuestra estadísticamente más carbono orgánico respecto al sustrato no vegetado ($FB_{10} = 39654.16$), estimando un valor de 846.5 ± 122.25 MgC total en el suelo vegetado. Al analizar el perfil de CO de la columna de sustrato vegetado, se observó que hay un ingreso neto de carbono orgánico en las zonas vegetadas, lo cual resalta la importancia de monitorear y conservar las praderas de *Zostera marina*.

$FB_{10} = 39654.16$)

Palabras clave: Estero Punta Banda, *Zostera marina*, carbono azul, percepción remota, humedal Ramsar

Abstract of the thesis presented by **Juan Mauricio Martagón Domínguez** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology.

Blue carbon assessment in a *Zostera marina* meadow at the Estero Punta Banda in Baja California México

Abstract approved by:

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Thesis Co-director

M. C. Alejandro Hinojosa Corona
Thesis Co-director

Seagrass meadows are coastal ecosystems considered high value services providers, including organic carbon (C_{org}) sequestration, also known as blue carbon. Nevertheless, there are few records documenting their spatial distribution, as well as their carbon storage capacity, primarily those from Baja California. In this work, spatial distribution and C_{org} variability of *Zostera marina* extents were estimated along the eastern Pacific coastal lagoon, Estero Punta Banda (EPB), Baja California, México. Taking advantage of remote sensing techniques, with the object of assessing seagrass cover at intertidal and shallow subtidal of EPB, a high spatial resolution image collection was compiled, including 4 aerial drone surveys with infrared cameras and 6 satellite imagery products from PlanetScope constellation, captured at low tides between 2021 and 2022. This collection was processed by a random forest pixel-based classification in Google Earth Engine. By combining the multiple image classifications, a seagrass probability map was calculated, suggesting an estimated extent of 20.32 ha in 2022 and 27.66 ha for the whole period, accounting for 2% of the total intertidal and subtidal at EPB, representing an estimated cover of 1004.64 ha. C_{org} content of 50 cm depth soil cores, sampled from seagrass vegetated and unvegetated intertidal zones, was analyzed via loss on ignition paired with elemental analysis. Our findings suggest *Zostera marina* vegetated soil captures more C_{org} in contrast to unvegetated soil, with a total estimated of 846.5 ± 122.25 MgC in vegetated soil. C_{org} profile analysis of vegetated soil shows a total C_{org} uptake in seagrass vegetated soil, emphasizing the importance of seagrass meadows monitoring and conservation.

Keywords: Estero Punta Banda, *Zostera marina*, blue carbon, remote sensing, Ramsar wetland

Dedicatoria

A Margarita

Por todo el amor

Agradecimientos

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE), al posgrado en Ecología Marina, todos los profesores y personal que lo conforma haberme formado en mis estudios de maestría. En especial al Departamento de Embarcaciones.

Al Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por la beca otorgada para poder realizar mis estudios de posgrado (CVU. 1068218).

Al equipo del posgrado en Ciencias de la Tierra Alejandro Hinojosa, Sergio Arregui, Luis Gradilla, Cristian Gallegos, Marisol Juárez, Lizbeth (Trix) Álvarez, Pamela Márquez. Por todo su trabajo y apoyo, un equipazo.

Al laboratorio de Ecología Matemática, Elena Solana, Olga Flores, Deira del Carmen, David Ramírez, Adán Avilés, Cristhian Salazar, Enrique Barco, Carolina Ramírez, Mónica Elizabeth, por todo el trabajo y soporte aportado a la realización de esta tesis, así como fuera del laboratorio.

A mis directores de tesis, la Dra. Ma Elena Solana Arellano y el M. en C. Alejandro Hinojosa Corona, de quienes, las horas dedicadas a mi formación, a parte de las clases, las dedicadas a este trabajo; por todo el apoyo y guía, así como por la paciencia.

A mis revisores, la Dra. Lydia Betty Ladah, el Dr. Juan Carlos Herguera y al Dr. Rafael Ramírez Mendoza, por las clases impartidas, así como por guiarme con sus consejos, críticas y correcciones.

A mi mamá, por el amor y el apoyo en todo aspecto de mi vida. A toda mi familia por creer en mí.

A Denia, Alfredo, Andrea, Claudia, Ibrah, Isis, Iskra, Juan Carlos, Majo, Mario, Melissa, Netza, Omar, Rebeca, por las lágrimas y risas.

A mis amigos y compañeros de CICESE, tanto de mi generación como de las adyacentes, por el compañerismo y soporte para poder realizar mi maestría.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatoria	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	viii
Lista de tablas	xi
Capítulo 1. Introducción.....	1
1.1 Antecedentes	3
1.1.1 Pastos marinos	3
1.1.2 Ciclo del carbono.....	4
1.1.3 Fotosíntesis de pastos marinos	5
1.2 Justificación	5
1.3 Hipótesis.....	6
1.4 Objetivos	7
1.4.1 Objetivo general.....	7
1.4.2 Objetivos específicos.....	7
Capítulo 2. Metodología.....	8
2.1 Área de estudio	8
2.2 Estimación de polígonos de <i>Zostera marina</i>	10
2.2.1 Levantamientos Aéreos por Vehículo Aéreo No Tripulado (VANT)	10
2.2.2 Imágenes de satélite	11
2.2.2.1 Diferencias espectrales entre <i>Zostera marina</i> y <i>Ulva spp.</i>	13

2.2.3	Análisis de imágenes	14
2.3	Estimación de carbono.....	17
2.3.1	Recolección de muestras.....	17
2.3.2	Análisis de muestras de sustrato.....	19
2.3.3	Análisis de datos.....	21
Capítulo 3.	Resultados	25
3.1	Cobertura de <i>Zostera marina</i> en EPB 2021-2022.....	25
3.1.1	Diferencias espectrales entre <i>Zostera marina</i> y <i>Ulva spp.</i>	27
3.1.2	Estimación de cobertura de <i>Zostera marina</i> con imágenes de dron	29
3.1.3	Estimación de cobertura de <i>Zostera marina</i> con imágenes satelitales	34
3.1.4	Probabilidad de existencia de <i>Zostera marina</i>	35
3.2	Modelo de superficie derivado de la fotogrametría (DSM)	39
3.3	Estimación de biomasa de <i>Zostera marina</i>	41
3.4	Estimación de carbono.....	42
Capítulo 4.	Discusión.....	49
4.1.1	Estimación de cobertura de <i>Zostera marina</i>	49
4.1.2	Estimación de carbono.....	56
Capítulo 5.	Conclusiones	60
	Literatura citada	62
	Anexos	69

Lista de figuras

Figura	Página
1. Ciclo del carbono en el océano, modificado de (Arroyo-Arroyo & Núñez-Moncayo, 2019).....	5
2. Ubicación del Estero de Punta Banda y zona de inundación registrada por imagen de PlanetScope del 05 de enero de 2022, con altura de marea de 1.817 m sobre la BMI.	8
3. Ventanas de respuesta del espectro electromagnético de las cámaras Sequoia y CANON S110.	10
4. Respuesta espectral de los sensores en las plataformas satelitales Planet de 4 y 8 bandas, así como de Sentinel-2.	12
5. Diagrama de flujo de trabajo del análisis de imágenes recopiladas en Google Earth Engine....	14
6. Nucleador de PVC para muestreo de columna de sustrato.....	18
7. Mapa de la ubicación de puntos de muestreo	19
8. Modelo lineal de porcentaje de carbono orgánico contra materia orgánica en el núcleo 1 tomado en un área vegetada.	21
9. Modelo lineal de porcentaje de carbono orgánico contra materia orgánica en el núcleo 2 tomado en un área no vegetada.	22
10. Comparación de imágenes de VANT (extremos) contra PlanetScope (centro) del 02 y 03 de diciembre de 2021. Notar la diferencia en la altura de la marea debido a las diferentes horas de la toma. En el inserto se muestra el segmento del calendario de mareas de diciembre de 2021 en Ensenada. Se indican (raya en rojo) la hora de la toma por PlanetScope y delimitado en zona azul el intervalo de los vuelos de VANT.	25
11. a) Clasificación de coberturas de la imagen del 26 de enero de 2022 tomada de PlanetScope. b) Cuerpo de agua en la menor marea mínima registrada en la colección, tomada el 23 de abril de 2022 de PlanetScope.	26
12. Cobertura del EPB por los vuelos de diciembre 2021 y mayo 2022, indicando para cada misión de vuelo el número de fotos y hectáreas cubiertas.....	29
13. Comparación de ortoimágenes generadas a partir de las cámaras Canon S110 NIR y la Sequoia durante vuelos de diciembre 2022. Esta última, además de las imágenes multiespectrales, cuenta con una cámara RGB en color natural. En la imagen Sequoia multiespectral (izquierda), se puede apreciar la fuerte absorción por el agua de la energía infrarroja manifestado con un color oscuro.	30
14. Mapa del estero de Punta Banda con la cubierta de <i>Zostera marina</i> encontrada en el registro parcial del EPB por la cámara Sequoia con dron eBee+ el 02 de diciembre de 2021.....	31
15. Mapa del estero de Punta Banda con la cubierta de <i>Zostera marina</i> encontrada en el registro parcial del EPB por la cámara Canon S100 NIR con dron eBee+ del 03 de diciembre de 2021..	32

16. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de <i>Zostera marina</i> encontradas en el registro con la cámara Canon S110 NIR por dron eBee+ de los días 19 y 20 de mayo de 2022.	33
17. a) Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de <i>Zostera marina</i> encontradas en la imagen de Planet del 26 de enero de 2022. b) Acercamiento al norte de la barra arenosa.	34
18. Mapa de probabilidad de <i>Zostera marina</i> para todas las imágenes de 2022 registradas con dron y satélite.	36
19. Mapa de probabilidad de <i>Zostera marina</i> para todas las imágenes recabas entre 2021 y 2022 registradas con dron y satélite.	37
20. Modelo digital de superficie (DSM) a 50 cm generado a partir de los vuelos del 19 y 20 mayo 2022.	40
21. Densidad de carbono orgánico a través de la profundidad en los diferentes núcleos. Nótese la diferente escala en el eje X.	47
22. Imagen en falso infrarrojo del 03 de diciembre de 2021 mostrando a) Cobertura de vegetación dentro de un canal que podría ser <i>Zostera marina</i> . b) <i>Vegetación detectada como Zostera marina</i> en una zona de marisma.	51
23. a) Anomalía de vegetación detectada en la imagen en falso infrarrojo del 03 de diciembre de 2021 tomada con la cámara Canon S110 NIR. b) Imagen en falso infrarrojo del 02 de diciembre de 2022 tomada por PlanetScope c) Anomalía de vegetación detectada en la imagen en falso infrarrojo del 02 de diciembre de 2021 tomada con la cámara Sequoia.	51
24. Cabeza del Estero ubicada en el extremo sur a lo largo del periodo de registro. En este sitio incrementó la cobertura de <i>Zostera marina</i> entre octubre de 2021 y junio de 2022.	52
25. Comparativo de modelo digital de superficie (DSM) del INEGI 5m vs el modelo calculado en esta tesis con 50cm de resolución.	54
26. Flujo de trabajo para definir el polígono de marea máxima.	72
27. Ubicación de sitios de muestreo fotográfico de tipos de coberturas para el entrenamiento y validación del clasificador.	73
28. Decaimiento del peso en función del tiempo al mantener a 60°C las muestras de sustrato.	75
29. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zosteras encontradas en la imagen de Planet del 31 de octubre de 2021.	76
30. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zosteras encontradas en la imagen de Planet del 26 de febrero de 2022.	77
31. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zosteras encontradas en la imagen de Planet del 23 de abril de 2022.	78
32. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zosteras encontradas en la imagen de Planet del 06 de junio de 2022.	79

33. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zosteras encontradas en la imagen de Planet del 19 de junio de 2022.	80
34. Valores de %CO en función de %MO calculados del modelo lineal obtenido en la ecuación (10)	81
35. Valores de %CO en función de %MO calculados del modelo lineal obtenido en la ecuación (11)	82
36. Mapa de las zonas encontradas con diferencias en la composición del sustrato.	83
37. Distribución de velocidades durante el flujo de ingreso reportado por (Ortiz et al., 2003) con la posición de los núcleos recolectados.....	85

Lista de tablas

Tabla	Página
1. Metadatos de las imágenes satelitales adquiridas a través de Planet Scope	12
2. Interpretación de Factor de Bayes, modificado de Ellison (1996).	24
3. Coeficiente de Lin calculado en imagen de Sentinel 2.	28
4. Coeficiente de Lin calculado en imagen de Planet.	28
5. Estimación de área de la cubierta de <i>Zostera marina</i> en productos satelitales, se reporta el nivel de la marea respecto a la Bajamar Media Inferior (BMI).	34
6. Cobertura de los pixeles cuya probabilidad de <i>Zostera marina</i> fue estimada con las imágenes de 2022.	35
7. Cobertura de los pixeles cuya probabilidad de <i>Zostera marina</i> fue estimada con todas las imágenes recopiladas de 2021 y 2022.	38
8. Cobertura de los pixeles cuya probabilidad de <i>Zostera marina</i> fue estimada con las imágenes de 2022 tras ser enmascaradas las zonas de marisma.	38
9. Cobertura de los pixeles cuya probabilidad de <i>Zostera marina</i> fue estimada con todas las imágenes recopiladas tras ser enmascaradas las zonas de marisma.	39
10. Probabilidad de biomasa de <i>Zostera marina</i> para el año 2022.	41
11. Probabilidad de biomasa de <i>Zostera marina</i> para el periodo de estudio 2021 – 2022.	41
12. Valores promedio y desviación estándar (DE) de densidad aparente (ρ_A , gcm ⁻³) y porcentaje de materia orgánica (%MO) en los núcleos recolectados.	42
13. Factor de bayes reportado en las pruebas t-bayesianas para la comparación de ρ_A entre los diferentes núcleos.	43
14. Factor de bayes reportado en las pruebas t para la comparación de %MO entre los diferentes núcleos.	43
15. Valores promedio y desviación estándar (DE) de porcentaje de carbono orgánico (%CO) estimado en los núcleos recolectados.	44
16. Factor de bayes reportado en las pruebas t-bayesiana para la comparación de %CO entre los diferentes núcleos.	45
17. Stock de carbono orgánico (SCO, MgC ha ⁻¹) en los núcleos recolectados.	48
18. Metadatos de las imágenes tomadas por VANT de ala fija eBee+.	69
19. Bandas espectrales y resolución de las plataformas satelitales Planet y Sentinel-2.	70

20. Núcleos de sustrato procesados. La columna Punto se refiere a al sitio donde se considera como el mismo donde se recolecta un núcleo del área vegetada y uno de no vegetada. 74
21. Regresiones lineales de Densidad de Carbono Orgánico en función del estrato de profundidad.84

Capítulo 1. Introducción

El estilo de vida del siglo XX y XXI ha llevado a un consumo de los recursos naturales del planeta Tierra, así como su desecho, en cantidades tan grandes que han llevado a una contaminación de los océanos, tierra y atmósfera, que ponen en riesgo la existencia de la vida y los ecosistemas en el planeta como los conocemos (Malhi et al., 2020; World Health Organization, 2021). Tal es el caso de la alta emisión de gases de efecto invernadero, como es el metano y el óxido nitroso por parte de la industria alimenticia, o en el caso del interés de este trabajo, el dióxido de carbono (CO_2) por la combustión de combustibles fósiles. Estos, han sido la causa significativa del incremento en las temperaturas del planeta provocando lo que se conoce como cambio climático, en comparación a efectos naturales no relacionados con el humano, como son el cambio en la irradiancia solar o la actividad volcánica (Crowley, 2000; Feely et al., 2009).

Lo anterior también tiene como consecuencias una modificación en las condiciones ecológicas del océano. Empezando con el incremento en las temperaturas superficiales, donde se espera que continúe incrementando en los años venideros a velocidades de 0.07 a 0.13 °C/década, de seguir emitiendo la cantidad de CO_2 que generamos, la temperatura superficial del mar pudiera incrementar a unos 4°C alrededor del año 2100 de seguir emitiendo la cantidad de CO_2 que generamos como humanidad (Burrows et al., 2011) . Esto a su vez, genera varias consecuencias como el cambio en el nivel del mar, tanto por la expansión térmica de la columna de agua, como por el derretimiento de glaciares, lo que significa la pérdida de ecosistemas costeros que no pueden extenderse a nuevas alturas con suficiente rapidez, y con ello los hábitats de especies asociadas a ellos (Mann & Lazier, 2006). Otra consecuencia es la somerización de la termoclina causada por un gradiente pronunciado en la densidad del agua, sumado a un incremento en la variabilidad de las precipitaciones debido a la alta evaporación del agua continental que hace aún menos densa la capa superficial del océano (Mann & Lazier, 2006) .

Otra modificación en las características del océano por la alta emisión de CO_2 , es que se produce un gradiente en la presión parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$) entre la atmósfera y el océano, produciendo una transferencia de CO_2 hacia el agua. Por esta razón, el océano ha absorbido hasta una cuarta parte de las emisiones antropogénicas, las cuales, al ingresar reaccionan químicamente y reduce el pH del agua, provocando el fenómeno conocido como acidificación (Feely et al., 2009).

Dentro de los ecosistemas costeros amenazados por el cambio climático, se encuentran los humedales y estuarios, elementos esenciales para el mantenimiento de la biodiversidad, así como para la subsistencia

de comunidades de seres humanos, debido a los múltiples servicios ecosistémicos que proveen. Los humedales se definen como ecosistemas que surgen cuando el agua cubre y produce suelos donde predominan procesos anaerobios, lo cual obliga a la biota a adaptarse a las inundaciones (Keddy, 2010). Por otro lado, los estuarios, un tipo de humedal, se definen como ecosistemas con una conexión libre con el mar abierto a través de la cual el agua de mar ingresa de acuerdo con el periodo de marea (McLusky & Elliot, 2004).

Asentados en ecosistemas con estas características, se encuentran, entre otro tipo de plantas, los pastos marinos (Perillo et al., 2009), un grupo de plantas angiospermas en el que se encuentran especies pertenecientes a las familias *Zosteraceae*, *Posidoniaceae*, *Ruppiales*, *Cymodoceaceae* y *Hydrocharitaceae* (Den Hartog & Kuo, 2007; Green & Short, 2003; Hoghart, 2015) . Se pueden distinguir en el paisaje las *praderas*, tanto en la forma de parches discretos monoespecíficos en áreas pequeñas, a veces unidas a otros parches de diferente especie; así como se pueden observar extensiones grandes y continuas (Robbins & Bell, 1994).

Además, se ha observado que tanto los mantos de algas como los estuarios, lugares donde se encuentran asentadas las praderas de pastos marinos, son ecosistemas que tienen la más alta biomasa de todos los ecosistemas marinos, así como la mayor efectividad como sumidero de carbono en dicha biomasa, entendiéndose que un sistema que retiene el carbono por más tiempo tiene mayor efectividad (Smith, 1981). Esta alta efectividad se debe a que el ciclo de vida de los pastos marinos es largo, de un año aproximadamente en el caso de algunas especies de pastos marinos, tomando y reteniendo el carbón durante todo este tiempo, en comparación con otros sistemas que se encuentran en el océano abierto como es el fitoplancton con tiempos de retención de carbono de hasta un mes (Smith, 1981) . Así mismo, los estuarios se caracterizan por tiempos grandes de residencia del agua de más de 7 días (Mudge et al., 2008) y muy poca mezcla, lo cual permite la sedimentación y sepultura de la producción fotosintética de los pastos, incrementando así, las concentraciones de carbono orgánico en el sustrato (Ricart et al., 2020).

En adición a los pastos marinos, los manglares y marismas salinos son considerados como sistemas que secuestran y almacenan cantidades de carbono significativas del océano y de la atmósfera, al cual se le ha dado el nombre de *carbono azul* (Howard et al., 2014) . Por ello, juegan un rol importante en la disminución de las concentraciones de CO_2 atmosférico lo cual ayuda a mitigar el cambio climático. Dada esta importancia ecológica, es fundamental el monitoreo, la conservación y restauración de estos ecosistemas. Por ello es necesario estimar la distribución espacial de las poblaciones de estos ecosistemas, así como concentraciones de carbono total almacenado en el sustrato donde se asientan las praderas.

1.1 Antecedentes

1.1.1 Pastos marinos

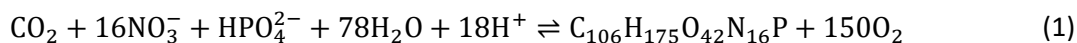
Los pastos marinos son un grupo ecológico de angiospermas acuáticas, monocotiledóneas, pertenecientes a diferentes familias, quienes cumplen con las siguientes características: deben estar adaptadas a vivir en un medio salino, deben ser capaces de crecer cuando están completamente sumergidas, deben tener un sistema de anclaje seguro, un mecanismo de polinización acuática (hidrófila), poseen semillas que no son resistentes a la desecación y yacen en hábitats con salinidad constante (homohalinos) (Arber, 2010; Den Hartog & Kuo, 2007). A pesar de ser angiospermas, los pastos marinos no están relacionados con los pastos terrestres quienes pertenecen a la familia Poaceae (Les et al., 1997), pues la evolución a una vida completamente sumergida en el agua a divergido en tres linajes diferentes (Waycott et al., 2006).

En el caso de *Zostera spp.* poseen dos métodos de reproducción. Uno es de forma sexual a través de la producción de flores las cuales son polinizadas y producen semillas las cuales resultan en nuevos brotes. Estas flores son fertilizadas por el polen liberado en forma de largos filamentos durante la primavera. Se desarrollan hasta que el agua alcanza una temperatura alrededor de 20°C en el verano, provocando la liberación de las semillas, la cual es implantada y germina durante el otoño. Posteriormente durante el invierno se produce la plántula para que al final de este aparezcan nuevamente los brotes que darán flor. La otra manera de reproducción es de forma asexual, donde, durante la primavera los brotes vegetativos de la planta proyectan raíces de rizoma que pueden brotar nuevas plantas. Durante el verano crecen y extienden su cobertura las plantas alcanzando su máxima extensión, para en otoño disminuir su crecimiento y en invierno alcanzar una biomasa reducida con un crecimiento lento teniendo así al final del año una planta hasta tres brotes (Gamble & Debney, 2021) .

Para poder sobrevivir en el medio marino, aparte de poseer la polinización hidrófila (Cox et al., 1992), han generado un conjunto de adaptaciones como son: no tener estomas que permitan el libre intercambio de gases con el ambiente que rodea a la planta (Ferreira et al., 2015), un número reducido de flores durante su ciclo de vida y poseer sistema lacunar que permite el transporte del O₂ producido en las hojas en la fotosíntesis hacia las raíces, que se encuentran dentro del sustrato anóxico (Procaccini et al., 2012; Roberts et al., 1984). Para poder elucidar como se lleva a cabo la fotosíntesis en estos organismos, es necesario primero estudiar qué pasa con el carbono en el océano.

1.1.2 Ciclo del carbono

La producción de CO_2 por los procesos antropogénicos y naturales que ocurren en la tierra, genera un gradiente en la presión parcial de CO_2 ($\nabla p\text{CO}_2$) entre el océano y la atmósfera, el cual tiende al equilibrio termodinámico generando una difusión hacia el agua y disolviéndolo (Feely et al., 2009). Esta aproximación al equilibrio es bastante rápida, se realiza tan solo en cuestión de meses, transfiriendo anualmente concentraciones de CO_2 al océano proporcionales a las atmosféricas. Por un lado, tanto el fitoplancton como las bacterias realizan la fotosíntesis transformando este carbono inorgánico disuelto (CID) en materia orgánica a través de la fotosíntesis. También realizan el proceso inverso, el de la respiración (1), de cuya materia orgánica es depositada en la subsuperficie, donde es consumida, remineralizada y vuelve a la forma de CO_2 , el cual regresa a las capas superficiales a través de las surgencias, y de no ser incorporada por los organismos, se vuelve materia orgánica recalcitrante que es depositada en los sedimentos del fondo del océano (Sarmiento & Gruber, 2006).



Por otro lado, conforme el CO_2 entra al océano y no es retenido por los organismos fotosintetizadores, reacciona rápidamente con el agua para formar ácido carbónico (H_2CO_3) (2)



El océano, antes de sufrir la saturación actual de la concentración de CO_2 , comúnmente tenía valores de pH de ~ 8.2 . En este estado, el H_2CO_3 se disocia en iones hidrógeno (H^+) y en bicarbonato (HCO_3^-) (3)



Este ion hidrógeno extra reacciona con el ion carbonato para producir aún más iones HCO_3^- (4) (Feely et al., 2009; Sarmiento & Gruber, 2006).



Este proceso del ciclo del carbono se ilustra en la Figura 1.

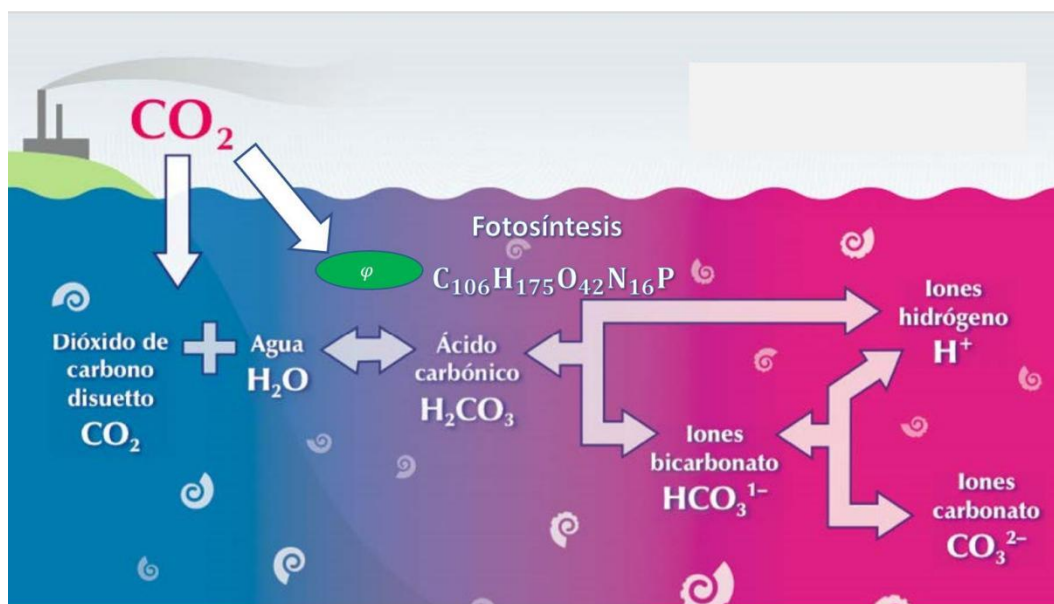


Figura 1. Ciclo del carbono en el océano, modificado de (Arroyo-Arroyo & Núñez-Moncayo, 2019).

1.1.3 Fotosíntesis de pastos marinos

Para poder crecer y desarrollar todo su ciclo de vida, los pastos marinos deben obtener recursos como son la luz, carbono inorgánico y otros nutrientes, para lo cual la fotosíntesis es el mecanismo que fija energía y provee las estructuras de carbono, sin embargo, el estar sumergidos en un medio como el agua con una dinámica y atenuación de la irradiación alta, hace difícil la adquisición de estos. Tal es el caso del CO_2 , el cual es poco disponible, debido primero a la conversión rápida en H_2CO_3 , y también a que el CO_2 llega a tener 10 000 veces menor difusión en el medio marino que en el aire. Debido a que se generan capas de frontera en el agua que rodea a las hojas, lo cual sumado a las epifitas adheridas, disminuye aún más la difusión del CO_2 hacia la dermis de la hoja (Hemminga & Duarte, 1999; Sand-Jensen et al., 1985). Por todo esto, los pastos marinos han desarrollado mecanismos para utilizar la forma iónica del HCO_3^- para la adquisición de carbono, molécula que ocupa hasta el 90% del total de carbono molecular en el océano, tanto usando la enzima anhidrasa carbónica que deshidrata el HCO_3^- para producir CO_2 de manera extracelular, así como la absorción directa usando un transportador (Beer, 1998)

1.2 Justificación

Dada la alta cantidad de CO_2 en la atmósfera causante del cambio climático, se tiene la urgencia de disminuir las emisiones de este gas, así mismo es necesario encontrar estrategias que ayuden a la

eliminación de éste del medio atmosférico para así poder alcanzar la meta de evitar el incremento de la temperatura de 1.5 °C durante el siglo propuesta en el acuerdo de París de 2015 (Schleussner et al., 2016). Para ello, es importante el mapeo del carbono en los suelos de los ecosistemas, y de las poblaciones constituyentes de los mismos, que sean sumideros de carbono orgánico, pues es un indicador de desarrollo sostenible (Sustainable Development Goal Indicator 15.3.1) según Las Metas de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, designado así ya que permite mostrar la condición del suelo, identificar áreas degradadas, explorar el potencial que tienen de secuestrar carbono, ayudar a reportar las emisiones de efecto invernadero, establecer objetivos de conservación y la toma de decisiones basadas en evidencia para la mitigación y adaptación al cambio climático (FAO & ITPS, 2020).

A nivel global, además de que existe cierta dificultad el registro geográfico de los hábitats de pastos marinos, pues se encuentran sumergidos por aguas intermareales, la información de la calidad del carbono en el suelo es limitada. En México existen censos puntuales que registran la presencia de pastos marinos, sin embargo, aún hay grandes extensiones de área sin mapear (CEC, 2016). De hecho, el reporte de proyecto CEC, (2016) señala que para 2015, Mexico solo tenia mapeado el 38% del area total de pastos marinos (en km²) y solo el 2% de la determinacion de los poligonos de cobertura de pastos. Mas aun, en el mismo reporte se señala a la península de Baja California como prioridad para realizar poligonos de cobertura de pastos marinos asi como estimaciones de carbono azul, ya que se considera que tiene solo datos puntuales sobre pastos marinos. Es por ello que se considera prioritaria la obtención de los datos de poligonos de cobertura de pastos marinos de la costa del Pacífico mexicano. Este es el caso de los humedales de la península de Baja California, para los cuales recientemente se ha empezado la estimación de cobertura y carbono azul secuestrado por pastos marinos (Krause et al., 2022; Watson & Hinojosa-Corona, 2018). Específicamente el estero de Punta Banda, sitio dedicado a la pesca y actividades recreativas, amenazado por el desarrollo urbano, la invasión de vegetación de especies exóticas que desplaza a las nativas, el tránsito de caballos, personas y vehículos motorizados, así como la contaminación por la falta de tratamiento de aguas residuales y el uso de agroquímicos por las actividades agrícolas del Valle de Maneadero (Martínez-Ríos-Del-Río, 2005). En este sitio el pasto marino que habita es *Zostera marina*. Por tanto, es imperativo el mapeo del estero de Punta Banda.

1.3 Hipótesis

En las zonas vegetadas por el pasto marino, *Zostera marina* en el estero de Punta Banda habrá mayores cantidades de carbono orgánico en el sustrato con respecto a las zonas no vegetadas.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Delimitar mediante métodos de percepción remota la cobertura reciente de *Zostera marina* en el estero de Punta Banda para estimar la cantidad de carbono secuestrado en el sustrato de la pradera de pasto marino y compararla con áreas no vegetadas del estero.

1.4.2 Objetivos específicos

1. Delimitar la extensión actual de la pradera de *Zostera marina* en el estero de Punta Banda por técnicas de percepción remota por plataformas satelitales y vehículos aéreos no tripulados (VANTS).
2. Medir la concentración de carbono orgánico secuestrado en el sustrato de las áreas vegetadas y no vegetadas con *Z. marina* en el estero de Punta Banda.
3. Relacionar las estimaciones encontradas en 1 y 2.
4. Proponer un modelo para estimar el carbono orgánico total secuestrado en el Estero de Punta Banda.

Capítulo 2. Metodología

2.1 Área de estudio

Un sitio RAMSAR es un humedal protegido por ser considerado de importancia para la conservación de la diversidad biológica, declarados así por la Convención de Ramsar, un tratado ambiental gubernamental establecido en 1971 por la UNESCO (Ramsar, 1971). Este trabajo se realizó en el Estero Punta Banda (EPB), sitio RAMSAR amenazado por el desarrollo urbano y agrícola que lo circunscribe una laguna costera localizada al sureste de la Bahía de Todos Santos, en el municipio de Ensenada, Estado de Baja California, en la región norte de la Península de Baja California. Tiene forma de "L" (Figura 2), mide aproximadamente 8 km de largo por 3 km de ancho promedio, así como una profundidad máxima de 7.5 m con respecto a bajamar media inferior cerca de la boca del estero y de hasta 12.5 m cuando hay abundantes precipitaciones (Martínez-Ríos-Del-Río, 2005; Pritchard et al., 1978). El área inundable por la marea máxima comprende una extensión aproximada de 1 004 ha o 10.04 km². Dentro de las características físicas del estero, se puede destacar que es de tipo negativo, es decir una laguna hipersalina, debido a que la evaporación supera a las precipitaciones, con valores reportados de salinidad de 33.2 a 37.4‰ (Acosta-Ruiz & Alvarez-Borrego, 1974).

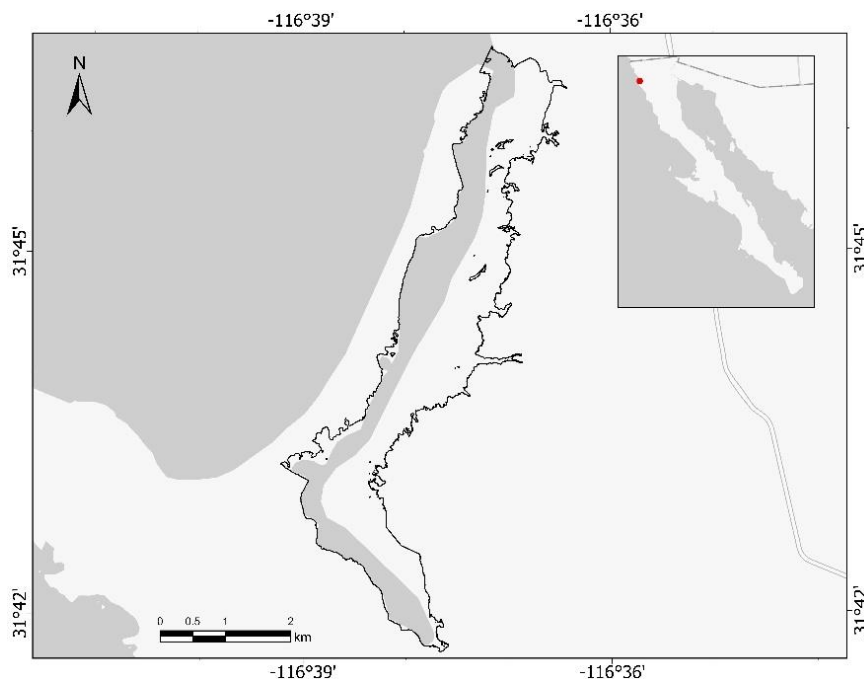


Figura 2. Ubicación del Estero de Punta Banda y zona de inundación registrada por imagen de PlanetScope del 05 de enero de 2022, con altura de marea de 1.817 m sobre la BML.

Comúnmente en bahías someras, lagunas costeras y estuarios como este, existen praderas de *Zostera marina*, tanto en el intermareal como en el submareal. Esta es la planta marina con mayor distribución del hemisferio norte (Lee et al., 2006), tan solo en la península de Baja California, se reporta presencia de *Zostera marina* a lo largo de toda la costa oeste, así como dentro del Golfo de México (Riosmena-Rodriguez et al., 2011). En cuanto a su distribución a través del intermareal, está limitado por su tolerancia a ser disecada por la exposición al aire y alta temperatura en las mareas bajas, así como su profundidad depende de la limitación de la penetración de la luz en la columna de agua, siendo esta una de las variables más determinantes para su distribución (Cabello-Pasini et al., 2002; Laurentius Nielsen et al., 2002). Comúnmente se reporta su distribución vertical entre los 0.5m hasta los 7m de profundidad, con una distribución acampanada a lo largo de la profundidad, con la máxima abundancia en las profundidades intermedias y menor abundancia en el agua somera y profunda a la vez, siendo altamente correlacionado con la atenuación de la luz (Krause-Jensen et al., 2000; Meling-López et al., 2021).

Estas características presentan retos en el mapeo de su distribución por imágenes de satélites de observación de la Tierra, así como por vehículos aéreos no tripulados (drones). En el caso de las imágenes satelitales, estas son capturadas por plataformas de observación de la Tierra cuya órbita es heliosíncrona, es decir, se encuentran en una posición fija relativa al sol, visitando el mismo punto de la tierra a la misma hora todos los días (Boldt-Christmas, 2020).

Esto es una condicionante para el registro de *Zostera marina*, al estar cubiertas por la columna de agua, solo pueden descubrirse para su observación en las mareas más bajas de todo el ciclo lunar, la cual varía en su hora de ocurrencia. Esto es debido a que se producen efectos ópticos por parte de la columna de agua que cubre a *Zostera marina*, la cual atenúa, esparce, absorbe y refleja la luz (Cho et al., 2012). El espectro de mayor interés es en el intervalo que conforma el segmento de radiación correspondiente al infrarrojo, regiones comúnmente usadas para el mapeo de vegetación debido a las propiedades de las plantas de absorber energía en la región del rojo y reflejar en el infrarrojo, mismo intervalo que el agua absorbe y esparce rápidamente conforme incrementa la profundidad (Davie et al., 2008).

En el caso de mapeo de vegetación por dron igualmente es complicado, ya que se tiene la dificultad de que, para cubrir la totalidad de la zona de interés se requiere un gran número de fotos y la técnica de reconstrucción de la imagen completa de este tipo de sitios no permite el mapeo de zonas sumergidas, así como, el tiempo para capturar toda la vegetación se requiere un gran tiempo, el cual no siempre es suficiente dado que la marea baja dura un corto periodo.

2.2 Estimación de polígonos de *Zostera marina*

2.2.1 Levantamientos Aéreos por Vehículo Aéreo No Tripulado (VANT)

Para obtener un registro de imágenes de alta resolución se llevaron a cabo vuelos con dron en dos épocas del año diferentes, las fechas y horas para la planeación se estimaron en función del nivel de marea predicho por el laboratorio de nivel del mar de CICESE (REDMAR, 2011), procurando las fechas con las mareas vivas más bajas y con mejor iluminación solar. Para el mapeo de las praderas de *Zostera marina*, se empleó la unidad de ala fija eBee+, un VANT con 110 cm de envergadura y peso de 1.1 kg (Sensefly, 2018), para cuyos planes de vuelos fueron diseñados en el software eMotion 3 (Sensefly, 2018). Se ejecutaron un par de misiones de vuelo los días 02 y 03 de diciembre de 2021, días en que el nivel de marea tomó un valor mínimo respecto a la Bajamar Media Inferior (BMI) de -24 cm a las 13:40 hrs y -40 cm a las 14:27 hrs respectivamente.

Para el primer día, se empleó una cámara multispectral Sequoia (Parrot, 2017), la cual cuenta con sensores que miden la reflectancia en 4 ventanas del espectro del verde (530-570 nm), rojo (640-680 nm), límite del rojo o red-edge en inglés (730-740 nm) e infrarrojo cercano o NIR por sus siglas en inglés (770-810 nm), así como una lente con un sensor RGB. En este día se cubrieron 14.60 km² de la parte norte del estero, volando a una altura de 212 m y se tomaron 2310 imágenes con un 80% de traslape longitudinal y 60% lateral para obtener una resolución de 22 cm pixel⁻¹.

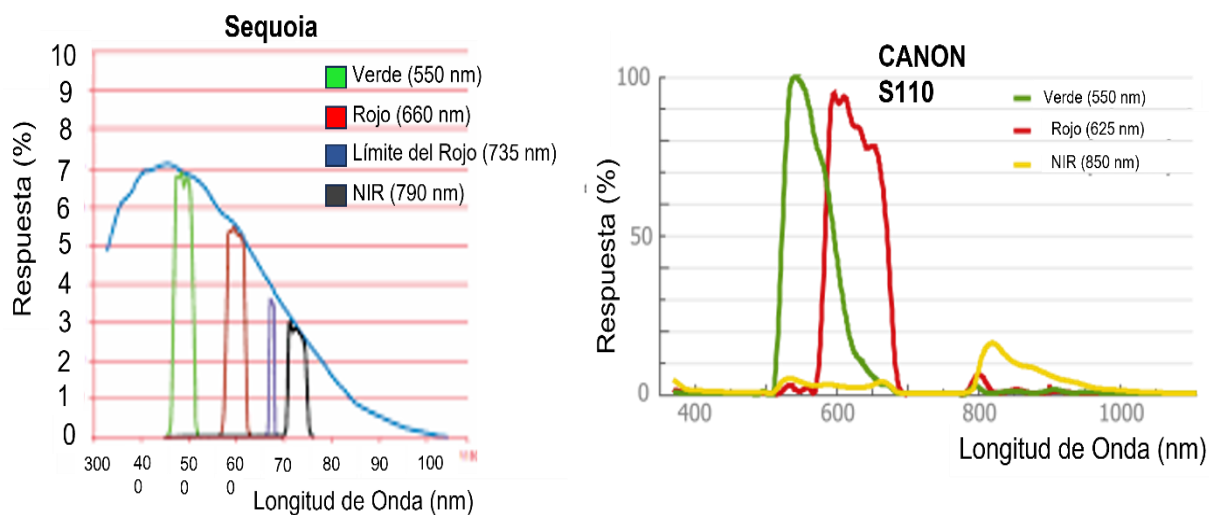


Figura 3. Ventanas de respuesta del espectro electromagnético de las cámaras Sequoia y CANON S110.

Para el segundo día, se empleó una cámara Canon S110 NIR (SenseFly, 2023) , la cual mide en los segmentos del espectro electromagnético correspondientes al verde (550 nm), rojo (625 nm) y NIR (850 nm). Se cubrieron 9.345 km² de la parte norte del estero, volando a una altitud de 286 m sobre el terreno y se tomaron 913 fotos, con un 75% de traslape longitudinal y 70% lateral para obtener una resolución de 10 cm pixel⁻¹, para obtener un total de 913 fotos. Una descripción gráfica de la respuesta espectral de las cámaras empleadas se puede observar en la Figura 3.

De igual manera, se llevaron a cabo vuelos los días 19 y 20 de mayo de 2022, días en que el nivel de marea tomó un valor mínimo respecto a la BMI, de -35 cm a las 06:42 hrs y -25 cm a las 07:49 hrs respectivamente. En ambos días se hizo uso de la cámara multispectral Canon S110 NIR, utilizando los mismos parámetros de altitud de vuelo y traslape de fotografías que el vuelo del 3 de diciembre de 2021.

El 19 de mayo se tomaron 1711 fotografías de la parte norte del estero, cubriendo 16.961 km² y el 20 de mayo se tomaron 865 fotografías cubriendo la parte sur (9.876 km²). Se tomaron un total de 5799 imágenes durante los dos levantamientos aéreos por dron durante las campañas de diciembre 2021 y mayo 2022, con una mayor cobertura sobre la parte norte del estero con vuelos en 3 fechas. Un resumen de las características de los vuelos y fotos tomadas durante los levantamientos aéreos se encuentra en el Anexo A Tabla 18 Tabla 18. Metadatos de las imágenes tomadas por VANT .

Para obtener una ubicación geográfica más precisa en los productos, a partir de los levantamientos aéreos, se tomaron un total de 16 puntos de control terrestre, los cuales fueron distribuidos a lo largo de toda la periferia del estero, tanto sobre la barra arenosa como del lado continental, de tal manera que fuesen visibles en las fotografías aéreas tomadas. Las marcas fueron geolocalizadas con los sistemas receptores de sistemas globales de navegación por satélite RTK Reach RS+ (EMLID, 2023) y GR-5 (Topcon, 2011) . Las mediciones diferenciales fueron postprocesadas usando la estación GNSS ubicada en CICESE (REGNOM, 2017).

2.2.2 Imágenes de satélite

Se descargaron imágenes satelitales multispectrales de la plataforma PlanetScope, la cual es una constelación de aproximadamente 130 satélites que registran la Tierra diariamente de forma heliosincrónica, las imágenes que se usaron se encuentran ya corregidas radiométricamente y ortorrectificadas al nivel de procesado 3B. Estas tienen 3m de resolución espacial y pueden tener 4 bandas

u 8 bandas espectrales según la generación del satélite que las capturó. Las imágenes se descargaron de su plataforma, usando una licencia educativa del CICESE (Planet Team, 2017) . Igualmente, se buscó una imagen de 12 bandas de la plataforma Sentinel-2, a través de la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017), la resolución y el rango de frecuencias espectrales que miden las plataformas se muestra en la Figura 4 y se puede encontrar el valor de respuesta en la Tabla 19 del Anexo B.

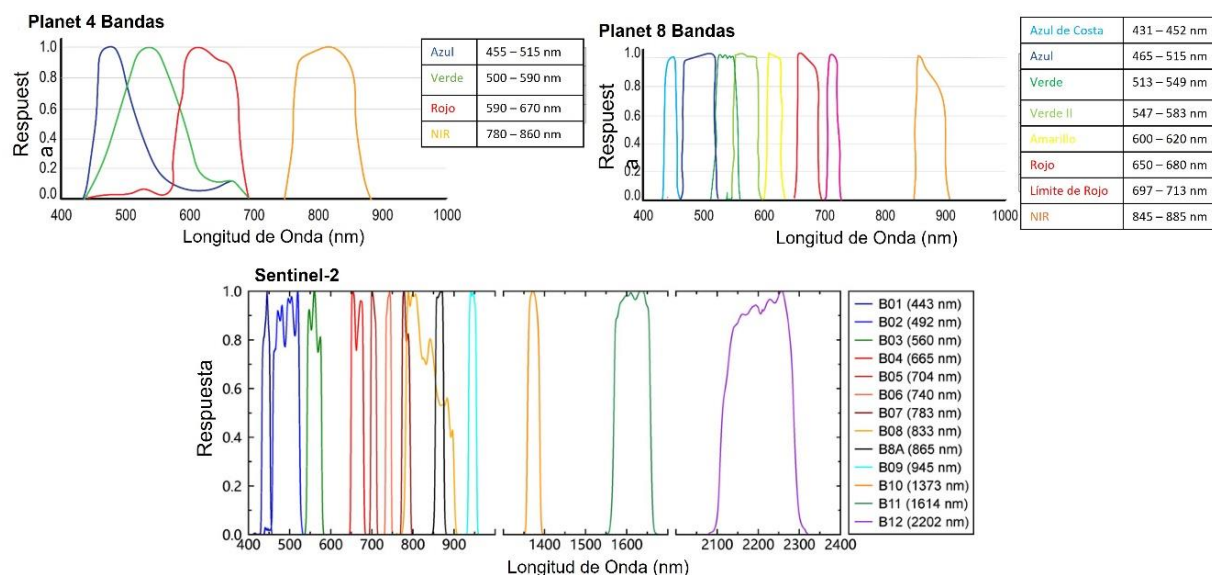


Figura 4. Respuesta espectral de los sensores en las plataformas satelitales Planet de 4 y 8 bandas, así como de Sentinel-2.

Tabla 1. Metadatos de las imágenes satelitales adquiridas a través de Planet Scope

Fecha (AAAA-MM-DD)	Hora (UTC)	Nivel de Marea (m, BMI)	Azimut del Sol	Elevación del Sol
2021-10-31	18:30:15	0.649	160	41.8
2022-01-05	17:34:47	1.817	144	36
2022-01-26	17:33:46	0.322	140	28
2022-02-26	17:34:51	0.394	133	37
2022-04-23	17:45:16	-0.15	118	56
2022-06-06	17:29:16	0.204	98	58
2022-06-19	17:32:57	0.208	97	59

Para el mapeo de los pastos, se seleccionaron las imágenes que coincidieran con los días y horas de marea mínima reportada por REDMAR (2011) y que tuvieran la mínima cobertura de nubes (<10%), mientras que

para definir el área del cuerpo de agua se usó una imagen que hubiera sido tomada el día y la hora de marea máxima. Esto permite obtener un conjunto de imágenes en diferentes épocas de los años 2021 y 2022, pero sin poder adquirir imágenes de suficiente calidad en el periodo de invierno. La información de cada una de estas fotos recopiladas se muestra en la Tabla 1.

2.2.2.1 Diferencias espectrales entre *Zostera marina* y *Ulva spp.*

Debido a que se presentó el problema de que las coberturas de *Zostera marina* y *Ulva spp.* tienen apariencias asimilares en la escena, se decidió determinar si es que la reflectancia de ambas cubiertas es diferente. Para ello se evaluaron los valores de reflectancia usando el Coeficiente de Correlación de Concordancia de Lin (Lin et al., 2002) . Este es un método para comparar dos mediciones de la misma variable, definido por la ecuación (5)

$$\rho_c = 1 - \frac{E[(Y - X)^2]}{E[(Y - X)^2 | \rho = 0]} \quad (5)$$

Donde, X es la medición de una variable, la cual para este caso fue la reflectancia de un tipo de cubierta por parte del satélite (e.g. *Zostera marina*) y Y es la medición de la misma variable en otro tipo de cubierta (e.g. *Ulva spp.*), E es la esperanza matemática y ρ es el coeficiente de correlación de Pearson. Esta se puede interpretar como 1 menos el cociente de la esperanza de la distancia al cuadrado de los datos a la diagonal $y = x$ sobre esperanza de la distancia al cuadrado de los datos a la diagonal $y = x$ suponiendo independencia entre las mediciones. Como otros coeficientes de correlación, toma valores entre -1 y 1, de tal manera que valores cercanos a la unidad indican fuerte concordancia, valores cercanos a menos 1 indican fuerte discordancia y valores cercanos a cero indican que no hay concordancia.

Para ello, se llevó a cabo la recopilación de un conjunto de valores de reflectancia de las diferentes bandas en 10 píxeles tomados de forma aleatoria dentro de coberturas verificadas en campo como *Zostera marina* y *Ulva spp.*, en una escena registrada por Sentinel 2 del 10 de mayo de 2022, así como para una escena registrada el 06 de junio de 2022 por PlanetScope; 5 píxeles fueron seleccionados en una cobertura verificada en campo como *Zostera marina* y 5 en una cobertura de *Ulva spp.* Estos valores de reflectancia fueron enriquecidos con el índice calculado de Vegetación Mejorada 2, o EVI2 por sus siglas en inglés y fueron evaluados por el coeficiente de correlación de Lin en el software y lenguaje de programación R.

2.2.3 Análisis de imágenes

Las fotos tomadas en los vuelos se procesaron en los softwares Metashape (Agisoft LLC, 2022) y Pix4D (Pix4D S.A., 2021) siguiendo un flujo de trabajo estándar de ambas plataformas. Del procesamiento de las fotos tomadas por el dron eBee+, se obtiene la ortofoto que es la unión de todas las fotos en un ortomosaico libre de distorsiones y en una proyección cartográfica. Además del ortomosaico, se genera un modelo digital de superficie (una rejilla regular de alturas) y una nube de puntos tridimensionales del relieve. Los ortomosaicos fueron cargados, junto con las imágenes descargadas de Planet Scope a la plataforma en la nube Google Earth Engine (GEE). En esta se diseñó una secuencia de comandos en lenguaje JavaScript para construir un flujo de trabajo que se aplica sobre cada imagen de la misma fecha como el que se muestra en la Figura 5. El código Javascript se puede consultar en el DOI que se encuentra en el Anexo C.

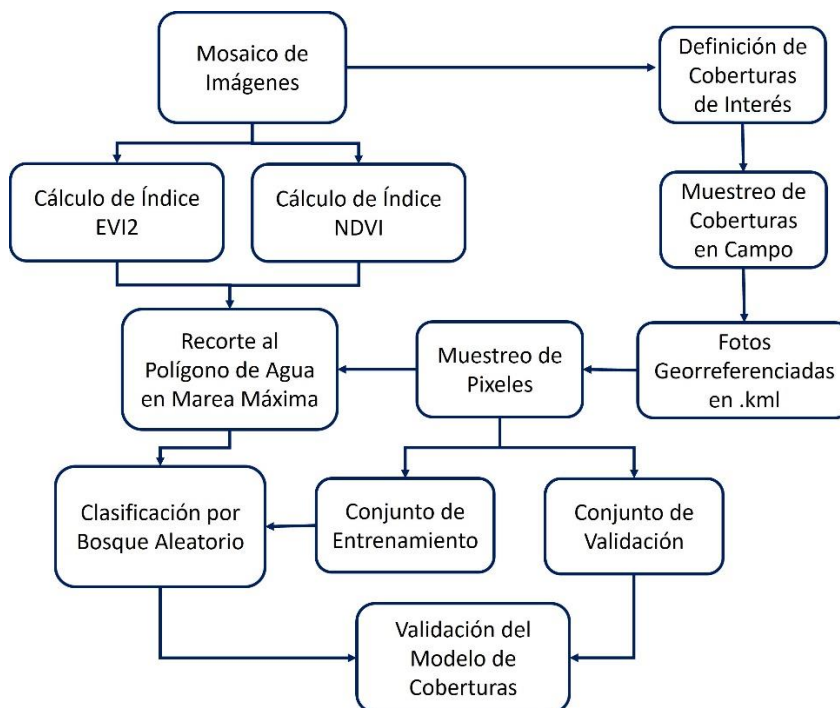


Figura 5. Diagrama de flujo de trabajo del análisis de imágenes recopiladas en Google Earth Engine.

Este flujo de trabajo consiste en unir las imágenes en un mosaico si estuvieran divididas en dos o más tomas para formar una sola imagen del mismo día. Seguido a esto, se calcula, con los valores de las bandas del rojo y NIR, los índices NDVI (Kriegler et al., 1969) definido por la ecuación (6)

$$NDVI = \frac{NIR - ROJO}{NIR + ROJO} \quad (6)$$

y EVI2 (Jiang et al., 2008) definido por la ecuación (7) respectivamente

$$EVI2 = (2.4) \frac{NIR - ROJO}{NIR + ROJO + 1} \quad (7)$$

Se agregan como atributos extendidos en forma de bandas a la imagen para así tener un solo objeto compuesto.

Posteriormente se hace un clip o recorte a la imagen de todo el Estero, a la forma del polígono del cuerpo de agua en una marea alta que cubre todas las superficies de interés donde podría crecer *Zostera marina*. Al ser una planta que crece sumergida (Green & Short, 2003), entonces solo tendrá presencia en los sitios cubiertos por agua. Se hace con el fin de disminuir el área y el número de coberturas presentes, procedimiento descrito en el Anexo D. La imagen utilizada para definir este polígono es la tomada el día 05 de enero de 2022, día en que se registra un valor de nivel de marea de 1.817 m respecto a la BMI a las 17:34:47 UTC (REDMAR, 2011), tiempo en que se tomó la imagen de Planet.

Basado en un protocolo de buenas prácticas sugerido por Olofsson et al., (2014), se realizó un muestreo de píxeles dentro de la imagen, definiendo puntos y polígonos que contienen las clases de cubiertas identificadas en campo a través de un muestreo in situ. Este muestreo consistió en asistir los días 16 de Julio y 27 de octubre de 2022, así como 17 de febrero de 2023 a campo donde se tomaron muestras fotográficas del tipo de cobertura, para poder registrar los cambios a través del tiempo de los tipos de cobertura. Previamente se localizaron en algunas imágenes de dron y satélite aquellas coberturas que fueran de interés, como todos los puntos donde se apreciara vegetación como *Zostera marina*, *Ulva* spp o *Salicornia* spp. En la primera salida se realizó un recorrido iniciando desde la parte norte cercana a la boca del estero en las coordenadas 31° 46' 4.60" N, -116° 37' 17.70" O hacia el sur por todo el intermareal hasta las coordenadas 31° 45' 9.18" N, -116° 37' 41.31" O. El segundo día se muestreo de la parte sur iniciando en las coordenadas 31° 44' 1.46" N, -116° 38' 14.11" O hacia el norte en los bajos que se encuentran dentro del canal del Estero en las coordenadas 31° 44' 52.5" N, 116° 37' 37.21" O. El tercer día, se tomó registro en la parte sur del Estero, lo que se conoce como el Talón, desde las coordenadas 31° 42' 46.99" N, 116° 38' 55.55" O hacia el este hasta las coordenadas 31° 42' 32.92" N, 116° 38' 49.16" O, así como en el norte de la barra arenosa desde la boca del estero desde las coordenadas 31°46'5.63" N, 116° 37' 16.27" O hacia el sur hasta las coordenadas 31° 45' 29.31" N, 116° 37'28.49" O. Un mapa con la ubicación de todos los

registros fotográficos se encuentra en la Figura 27 del Anexo E. El procedimiento es tomar una foto paralela al suelo de un cuadrante de 20cm x 20 cm colocado sobre el suelo, seguido de tomar la posición del cuadrante con un Garmin GPSMap 66. Con estos datos y usando el software Geosetter se construyó un archivo tipo kmz para cada fecha de muestreo, el cual contiene el conjunto de fotos ordenadas espacialmente sobre el mapa del estero y puede ser descargados en DOI del Anexo C y consultados con el software Google Earth Pro.

En el procedimiento general de clasificación, se establecieron 5 clases objetivo para ser determinadas por el clasificador de árboles aleatorios a través de muestras de entrenamiento de las clases: *Zostera marina*, *Spartina foliosa*, *Ulva lactuca*, arena y agua. Todos los puntos de las diferentes clases identificadas fueron agregados para formar un solo conjunto de puntos, al cual se le adiciona un atributo de números aleatorios en el intervalo de los números reales $[0,1)$, para así elegir de forma aleatoria elementos y formar dos subconjuntos, uno con el 60% de los puntos que se definirán como puntos de entrenamiento y otro con el 40% de los puntos que serán puntos de validación del modelo de clasificación de cubiertas. Cabe destacar que, dado que se observó una alta variación en la distribución de las coberturas identificadas, se tuvo que realizar la definición de los puntos y polígonos para cada imagen, haciendo variable el número total de puntos y polígonos por imagen.

Este modelo de cubiertas para cada imagen se calculó usando un algoritmo de clasificación de píxeles no paramétrica supervisada del tipo bosque aleatorio (Breiman, 2001), cuyo algoritmo se encuentra implementado en la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017) . Este consiste en construir un conjunto de árboles de decisión, donde cada árbol toma de forma aleatoria un subconjunto diferente de las variables predictoras, en este caso son las bandas espectrales, medidas a los individuos que son los píxeles. Estos subconjuntos se parten en dos subconjuntos nuevos, según la mayor separación entre las observaciones, generando un nodo con dos nuevas ramas donde se vuelven a separar los subconjuntos de variables, repitiéndose este procedimiento de forma finita hasta obtener la mayor separación entre las observaciones. Finalmente, cada árbol genera un voto que clasifica al individuo en una categoría y el resultado es elegido según la mayor cantidad de votos o la moda en que los árboles han clasificado a los individuos (Casal et al., 2021).

El modelo fue validado en función de la estimación de la exactitud, la cual se llevó a cabo calculando una matriz de confusión (Casal et al., 2021; Gandhi, 2021), construida con los puntos definidos de muestreo no usados para entrenar el algoritmo, correspondientes al otro 40 % de los definidos. De esta se extrajo la

exactitud global (*overall accuracy*), y el estadístico κ el cual califica la concordancia de las clases según el clasificador comparada con asignar valores aleatorios (Boca & Rodríguez, 2012) .

Se obtuvo el área de la cobertura de la clase *Zostera marina* para cada una de las imágenes de los diferentes meses. Posteriormente se extrajeron los resultados en forma de ráster, que es una forma matricial de celdas o píxeles en la que cada celda contiene un valor que representa información, se sumaron estos rústers resultantes, y dado que se les asignó el valor de 1 a la clase *Zostera marina*, el producto resultante representa la frecuencia de ocurrencia de la clase para cada píxel, produciendo así un mapa de probabilidad de *Zostera marina*. Es decir, si un píxel fue clasificado como *Zostera marina* en m de las n imágenes de la colección, la probabilidad es de $\frac{m}{n}$ para ese píxel. Con esto se estimó la extensión total de *Zostera marina* en el Estero de Punta Banda a lo largo del periodo de muestreo, al hacer la suma acumulada de la mayor probabilidad a la menor. Este valor de área se utilizará para estimar la biomasa total en el estero.

En este sitio de estudio, se han realizado estudios previos de la distribución de vegetación de marisma, tal es el caso de la cobertura reportada por Watson y Hinojosa-Corona (2018). Con esta información, se procedió a enmascarar los píxeles de cobertura que el algoritmo ha clasificado como *Zostera marina*, con el fin de incrementar la exactitud de la cobertura reportada y eliminar los píxeles en las zonas de mayor altitud que se encuentran en la marisma, para así disminuir la sobrestimación de *Zostera marina*.

2.3 Estimación de carbono

2.3.1 Recolección de muestras

Se realizó el diseño de nucleadores de gravedad, hecho con tubos de PVC de 2" de diámetro, recortados a una longitud mínima de 70 cm. De un extremo se limó hasta obtener un borde con pendiente afilada, el cual permite la inserción facilitada en el sustrato. Del otro extremo del tubo se unió con pegamento un anillo de PVC de 1cm de longitud, a una distancia de 2" desde el extremo no afilado. Para fabricar los manuales removibles de extracción, se soldaron varillas de hierro de 20 cm de longitud en los extremos opuestos de un perno en U. El diseño final se puede observar en la Figura 6



Figura 6. Nucleador de PVC para muestreo de columna de sustrato

Para localizar los puntos de muestreo sobre el suelo dentro del estero, se localizaron parches de cobertura de *Z. marina* según los registros históricos de monitoreo en el Estero, estos se encuentran en el intermareal, paralelos a la línea de costa y sobre los bajos dentro del canal. Se han definido puntos de muestreo perpendiculares a la línea de costa según el procedimiento propuesto por Howard et al. (2014) y según fuesen accesibles, dado que se considera como un punto de muestreo a la posición geográfica donde las condiciones ambientales son homogéneas tanto para el área vegetada por *Zostera marina* como para el suelo desnudo no vegetado. Se procesaron un total de 12 núcleos, correspondientes a 6 puntos donde, cada punto tiene un núcleo tomado de la parte vegetada y uno de la parte no vegetada, de tal manera que fueron extraídos 6 núcleos de sustrato bajo parches vegetados por *Z. marina* y 6 de segmentos no vegetados, estos son reportados en la Tabla 20 del Anexo F.

El procedimiento para la toma de núcleos fue introducir el nucleador de longitud conocida, el cual es martillado hasta que solamente sobresalen un máximo de 15 centímetros de tubo del suelo, sellado con un corcho de goma por la parte superior, extraído verticalmente y sellado por la parte inferior con una tapa de PVC hasta llevarlo al campamento. Ya en el campamento los núcleos han sido segmentados con un procedimiento consistente de introducir un tubo de PVC de diámetro menor al tubo del nucleador por la parte inferior, el cual empuja la columna de sustrato por la parte superior, para ser cortado en intervalos de profundidad considerados según la medición última que se les fuera a realizar. Se cortaron en submuestras de intervalos de 1 cm de alto los primeros 6 cm, de 2 cm de los 7 a los 30 cm de profundidad y de 5 cm de los 31 cm en adelante, esto según el procedimiento sugerido por Potouroglou et al. (2021).

Para estimar la biomasa de *Zostera marina* en el estero, se han tomado réplicas de muestras de cobertura en la pradera. Para su procesamiento, se lavó y retiró todo el sustrato y detritus de la muestra con agua

desionizada, después se segmentó la parte aérea de la parte subterránea de cada uno de los rizomas, se secaron por 24 horas a 105°C y se pesaron para obtener el peso seco. La toma de muestras se realizó durante noviembre de 2021 y octubre de 2022. Se recolectaron 7 cuadrantes de 20 cm x 20 cm, 3 en el primer periodo y 4 en el segundo. La ubicación de los sitios de muestreo se muestra en la Figura 7.



Figura 7. Mapa de la ubicación de puntos de muestreo

2.3.2 Análisis de muestras de sustrato

Es necesario determinar la densidad aparente (ρ_A , dry bulk density en inglés), para lo cual es imperante remover toda la humedad de las submuestras. Por ello se estimó el tiempo necesario de desecación a 60° C, al tomar un núcleo recolectado, el cual es identificado por el número 12 de la Tabla 20 del Anexo F. Para

ello se tomaron 5 cm³ de cada una de las submuestras, las cuales se homogeneizaron y pesaron, luego llevadas a 60°C, para después ser medido su peso en intervalos de tiempo de 5, 8, 12, 16, 20, 24 y 30 horas. Con estos valores de peso en cada tiempo, se determinó que el tiempo mínimo requerido para que las submuestras pierdan toda la humedad es de 16 horas. Una estimación se encuentra en el Anexo G. Para este protocolo se ha decidido dejar a 24 horas, debido a la variabilidad en la composición del sustrato en las diferentes profundidades. A las submuestras de los núcleos recolectados (Tabla 20) se les midió la densidad aparente (ρ_A , dry bulk density en inglés) y contenido de materia orgánica (MO) a través del método de pérdida por calcinación (loss on ignition) (Heiri et al., 2001), tomando una alícuota por estrato de los núcleos. Esto consistió en homogeneizar la alícuota para tener una muestra representativa de su respectivo segmento de columna. Se tomó un volumen constante de 5 cm³ y colocó en un crisol de porcelana individual, llevando a 60°C por 24 horas todos los segmentos de la columna de sustrato hasta evaporar toda la humedad. Se retiraron y dejaron reposar en desecador por una hora hasta alcanzar temperatura ambiente y luego medido el peso seco (w_s). El valor obtenido se divide entre el volumen constante de 5 cm³ para así obtener la densidad aparente (ρ_A) (8)

$$\rho_A = \frac{w_s}{5cm^3} \quad (8)$$

Posteriormente, se homogeneiza la muestra y es llevada a 500°C por 6 horas en mufla. Se apagó la mufla recién cumplido el tiempo y se mantuvieron las muestras dentro, hasta pasadas 4 horas para que la temperatura disminuyera, se retiraron los crisoles, manteniéndolos en el desecador por 1 hora para alcanzar el equilibrio térmico con la temperatura ambiente. Finalmente, pesados para obtener el peso seco libre de cenizas (w_{SLC}), valor que se resta y divide del peso seco inicial para obtener el porcentaje de materia orgánica contenida (%MO)

$$\%MO = 100 \cdot \frac{w_{SLC} - w_s}{w_s} \quad (9)$$

Para calibrar un modelo de la densidad de carbono orgánico (%CO) en función del %MO, se procesaron un par de núcleos en el laboratorio de paleoceanografía de CICESE, uno perteneciente al parche vegetado y otro al suelo desnudo correspondientes a los identificados con los números 1 y 2 de la Tabla 20 del Anexo F, siguiendo el método de acidificación para eliminar el carbono. Para ello fueron separadas pequeñas alícuotas y almacenadas a -20°C, liofilizadas por 3 días, se molieron y se obtuvieron 0.15 g de muestra, a los cuales se añadieron 5 ml de ácido clorhídrico por 24 horas, hasta que no se observara efervescencia por parte del CO₂ siendo volatilizado del carbono inorgánico presente en la muestra. Se agregó 35 ml de

agua desionizada, llevada a baño ultrasónico por 5 min, centrifugadas para así retirar el agua sobrenadante y se repitió este procedimiento dos veces para eliminar el ácido. Se metieron al horno a 30°C por 72 horas para eliminar la humedad producida por este procedimiento y se homogeneizó en mortero. Finalmente es llevado al analizador elemental en el laboratorio de paleoceanografía de CICESE, donde se estimó el contenido de carbono orgánico. Para estimar la biomasa de *Zostera marina*, a cada una de las muestras de los cuadrantes de vegetación recolectados le fue lavada todo el sustrato y detritus con agua desionizada, después se segmentó la parte área concerniente al tallo, de la parte subterránea compuesta por el rizoma, de cada una de las plantas, cortando a la altura del primer nodo del haz; se secó por 24 hrs a 105°C y se pesaron para obtener el peso seco.

2.3.3 Análisis de datos

Tras obtener los valores de %CO por medio de análisis elemental, tanto del núcleo número 1 extraído de la zona vegetada por *Z. marina*, como del núcleo número 2 tomado de la zona no vegetada, estos se asociaron con sus respectivos valores de %MO del mismo subconjunto de muestras. Con ello, se hizo una regresión lineal simple del %CO en función del %MO para el núcleo de la zona vegetada y otra regresión para el núcleo de la zona no vegetada.

El núcleo 1 presenta una relación en la forma de la Ecuación (10)

$$\%CO = 0.2026 \cdot \%MO \quad (10)$$

($r^2 = 0.91$, $p < 0.001$), este es presentado en la Figura 8

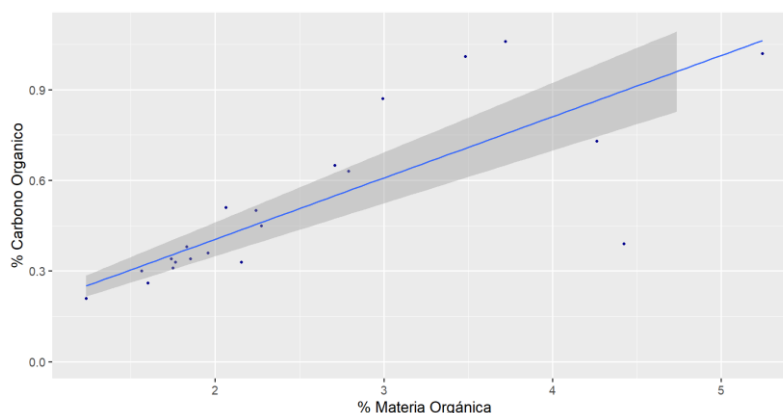


Figura 8. Modelo lineal de porcentaje de carbono orgánico contra materia orgánica en el núcleo 1 tomado en un área vegetada.

La regresión lineal encontrada del %CO en función del %MO del núcleo 2 tomado en la parte no vegetada, arrojó la ecuación (11)

$$\%CO = 0.172 \cdot \%MO \quad (11)$$

($r^2 = 0.96, p < 0.001$), presentada en la Figura 9

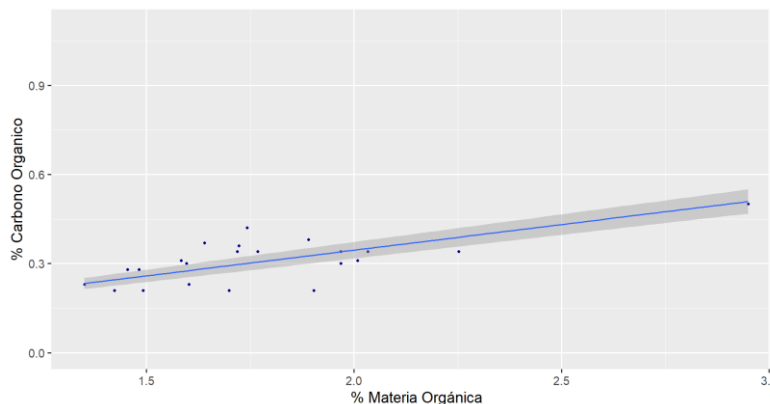


Figura 9. Modelo lineal de porcentaje de carbono orgánico contra materia orgánica en el núcleo 2 tomado en un área no vegetada.

Con esta relación se calculó el %CO contenido en cada una de las submuestras de todos los otros núcleos recolectados usando el %MO, de esta manera consiguiendo una réplica a bajo costo de la estimación del carbono secuestrado.

Ahora, en todos los núcleos recolectados, se calculó la densidad de carbono orgánico (DCO, gC cm^{-3}) multiplicando la densidad aparente por el contenido de carbono para cada uno de los estratos submuestrados de profundidad (12).

$$DCO = \rho_A \cdot \frac{\%CO}{100} \quad (12)$$

Con esto, se realizó un conjunto de regresiones lineales para analizar los patrones de distribución vertical en función de la pendiente, según la metodología propuesta por Kindeberg *et. al.* (2019). Se categorizó la profundidad como ‘en disminución’ cuando la pendiente era negativa y significativa ($\alpha = 0.05$), ‘en aumento’ si la pendiente era positiva y significativa y ‘mezclada’ cuando no fue significativa.

Posteriormente, se calculó la cantidad de carbono contenida en las diferentes secciones de núcleo submuestreado al multiplicar la DCO por el alto de cada intervalo de submuestra. Estos valores se sumaron para obtener la cantidad de carbono total por núcleo y después se convirtió en unidades de megagramos de carbono por hectárea centímetro (MgC/hectáreas-cm), comúnmente usadas para reportar la estimación del stock de carbono. Se promedió y obtuvo la desviación estándar de este valor total de carbono de todos los núcleos.

En el caso del peso seco de la biomasa obtenido de las muestras de cobertura por cuadrantes, se sumaron los pesos individuales, de la parte aérea y de la parte subterránea por separado, para todas las plantas dentro de un cuadrante. Posteriormente se promedió y obtuvo la desviación estándar de este valor de peso para todos los cuadrantes recolectados el mismo año. Para obtener el valor promedio de biomasa de todo el periodo de estudio, se promedió el valor de biomasa aérea y subterránea por separado de ambos años.

Dado que se tiene la probabilidad de cobertura de *Zostera marina* tanto para el año 2022 como para todo el periodo de estudio, se hizo el producto de estos valores de probabilidad por el valor medio de biomasa para cada periodo respectivamente, con el fin de tener una estimación de la probabilidad de biomasa total para todo el estero. Todos estos análisis se han realizado con el software R (R Core Team, 2023) .

Para poder obtener una estimación del %CO usando el %MO encontrado en los otros núcleos a los que no fue medido por medio de análisis elemental usando la regresión lineal encontrada, se realizó una prueba de ANOVA bayesiano evaluando ρ_A y el %MO, con el fin de probar diferencias entre los núcleos pertenecientes a la misma zona, entre los núcleos pertenecientes a la zona vegetada y entre los núcleos pertenecientes a la zona no vegetada. En el caso de encontrar diferencias significativas se han realizado pruebas t-bayesianas entre cada núcleo para saber cuáles pares de núcleos presentan estas diferencias.

De igual manera, para poder afirmar que la zona vegetada está secuestrando más CO que la zona no vegetada, se realizó una prueba t-bayesiana entre los valores de ρ_A , %MO y %CO de ambas áreas. Estas pruebas se realizaron usando el software JASP (2023), mientras que para su interpretación se usó la clasificación de Jeffreys del Factor de Bayes (FB_{10}), el cual expresa el cociente de la probabilidad de la hipótesis nula sobre la probabilidad de la hipótesis alterna (Ecuación(13) (Ellison, 1996).

$$FB_{10} = \frac{P(H_a)}{P(H_0)} \quad (13)$$

Donde, P es la probabilidad, H_a es la hipótesis alterna y H_0 es la hipótesis nula, las cuales están formuladas de la forma:

H_0 : Las medias poblacionales son iguales

H_a : Las medias poblacionales son diferentes

Y se explica en función de los valores de la Tabla 2

Tabla 2. Interpretación de Factor de Bayes, modificado de Ellison (1996).

FB_{10}	Evidencia contra H_0
0 – 1.9	Apenas vale la pena mencionarlo
1.9 – 10	Sustancial
10 – 100	Fuerte
>100	Decisiva

Capítulo 3. Resultados

3.1 Cobertura de *Zostera marina* en EPB 2021-2022

Se presentan los resultados de la clasificación multispectral de 10 distintas tomas del EPB en el período de 2021 y 2022 en busca de la cobertura de pasto marino. Cuatro de ellas son de alta resolución espacial (10-20cm) captadas por VANT durante ciclos de marea baja, pero con cobertura parcial (~ %50 EPB) debido a la extensión de la laguna costera. Los 6 restantes son una selección de imágenes satelitales dentro del periodo de análisis, tomadas por la constelación PlanetScope con 3m de resolución procurando proximidad a la bajamar mínima.

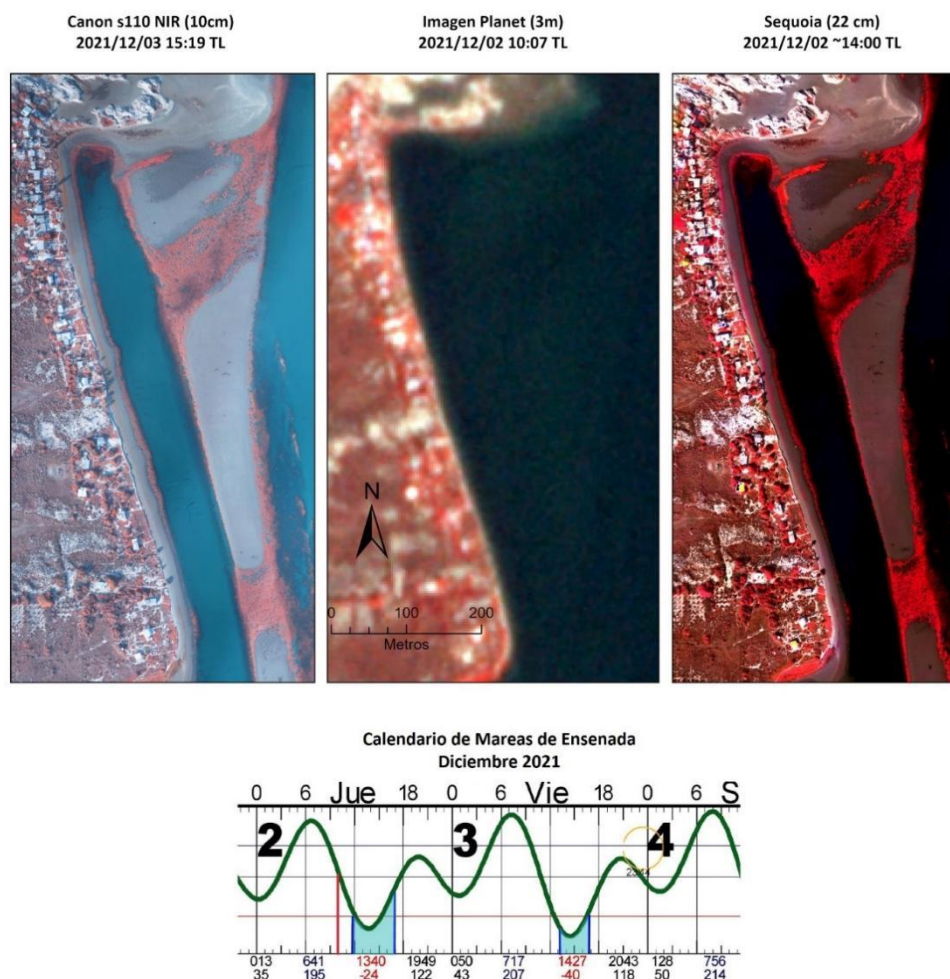


Figura 10. Comparación de imágenes de VANT (extremos) contra PlanetScope (centro) del 02 y 03 de diciembre de 2021. Notar la diferencia en la altura de la marea debido a las diferentes horas de la toma. En el inserto se muestra el segmento del calendario de mareas de diciembre de 2021 en Ensenada. Se indican (raya en rojo) la hora de la toma por PlanetScope y delimitado en zona azul el intervalo de los vuelos de VANT.

En la Figura 10 se muestran ejemplos de imágenes en falso color infrarrojo de un canal interno del EPB donde se detectó *Zostera marina*. Se pueden apreciar las diferencias entre las imágenes de VANT contra las de PlanetScope. Se incluye un ejemplo de la cámara Canon S110 NIR y de la multispectral Sequoia, en donde se aprecia un mayor detalle en las de VANTs. Otro aspecto importante que resaltar de esta figura, es la diferencia en la altura de marea a la hora de las tomas, son de las mismas fechas, pero tomadas en diferente hora.

En las tomas por satélites helio sincrónicos, no se tiene control sobre la hora de toma y siempre se colectaron a la misma hora (~10-11 am TL), por lo cual es difícil que coincidiera con la marea baja. Por otro lado, con el VANT se procuró el nivel más bajo de las mareas vivas a principios de diciembre 2021, así como para los vuelos de mayo 2022.

Zostera marina solo ocurre en la zona intermareal y submareal, por lo tanto, se usó un polígono que circunscribe la inundación dentro del EPB como restricción para limitar el alcance de los resultados. Este se obtuvo detectando la cubierta de agua en la imagen de PlanetScope del 05 de enero de 2022 que registra el EPB durante una marea alta, alcanzando un área de 1004.63 ha y se muestra su extensión en la Figura 2.

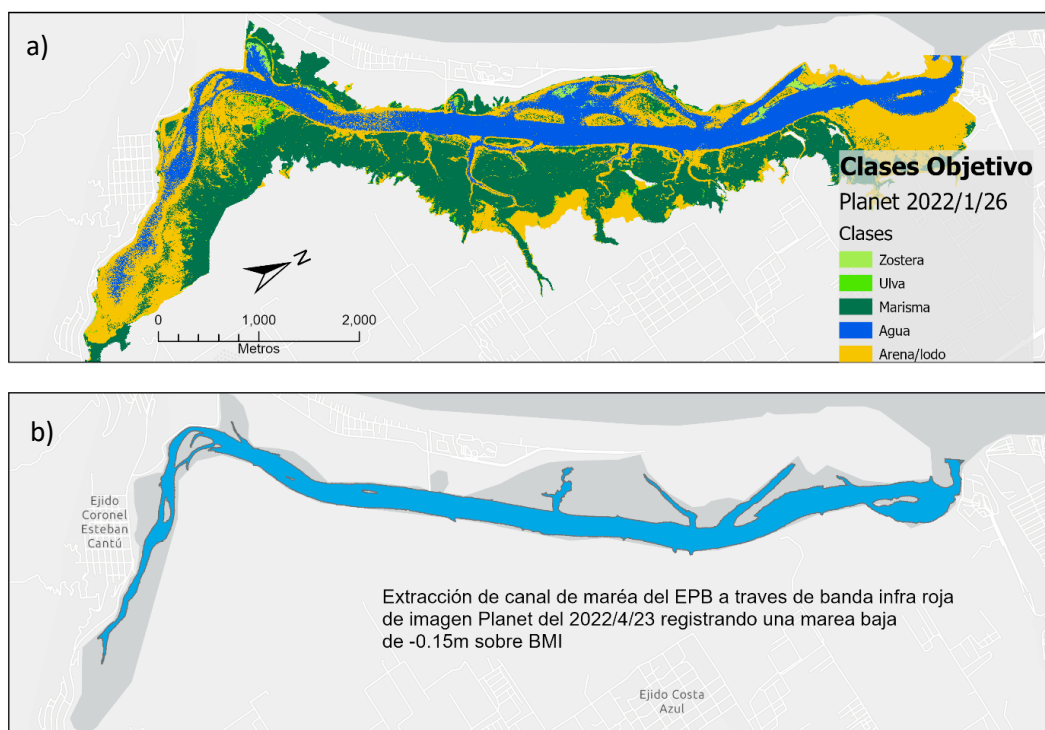


Figura 11. a) Clasificación de coberturas de la imagen del 26 de enero de 2022 tomada de PlanetScope. b) Cuerpo de agua en la menor marea mínima registrada en la colección, tomada el 23 de abril de 2022 de PlanetScope.

En la Figura 11a. se muestra un ejemplo del resultado de la clasificación de la imagen PlanetScope del 26 de enero de 2022 con las 5 clases objetivo con las que fue entrenado el clasificador. De la clasificación se extrae la clase *Zostera* para hacer el análisis histórico durante el período 2021-2022.

Es importante resaltar que en este trabajo no fue posible descubrir o clasificar la *Zostera* marina sumergida del intermareal y submareal de la colección de imágenes, esto debido a la cantidad de sólidos suspendidos, atenuación de la luz con la profundidad y el fondo oscuro. Por tal motivo se consideran las estimaciones de cobertura de *Zostera* marina con subestimaciones al no incluir la cobertura sumergida. En la Figura 11b se muestra el cuerpo de agua detectado de la imagen de PlanetScope del 23 de abril de 2022, que registró la marea más baja de la colección satelital (-0.15m BMI). Toda la *Zostera marina* dentro de esa área y en las demás imágenes que tuvieron alturas de mareas más altas que esta, no aparece en la contabilidad de este trabajo. Se podría asignar un valor para estas zonas sumergidas, pero no se incluyó.

Por otro lado, durante la clasificación multiespectral puede existir confusión por diferentes tipos de cubierta vegetal con respuesta espectral semejante, por ejemplo, las plantas con mayor presencia en el EPB, como son el alga *Ulva spp.* contra el pasto marino *Zostera marina* contra el pasto *Spartina spp* contra la suculenta *Salicornia*. Las dos últimas ocurren sobre la marisma, por lo tanto, puede excluirse con ayuda de mapas con la distribución de la marisma. Donde puede existir confusión en la clasificación es entre el alga *Ulva* y *Zostera* ya que ambas ocurren en el EPB en la zona intermareal y submareal.

En las siguientes secciones se muestran los resultados de la clasificación multiespectral indicando parámetros en la exactitud de la clasificación. Al final, se integra una perspectiva con los resultados de las 10 tomas por percepción remota mostrando la frecuencia de ocurrencia. Pero antes una nota sobre la diferencia espectral de *Zostera marina* y *Ulva sp.*

3.1.1 Diferencias espectrales entre *Zostera marina* y *Ulva spp.*

Para dar claridad a la diferencia entre ambas cubiertas presentes en el submareal, se evalúan los valores obtenidos del coeficiente de concordancia de Lin (ρ_c) de cada una de las bandas. Primero se presentan los valores calculados de ρ_c de las bandas pertenecientes a la imagen del 10 de mayo de 2022, tomada de la plataforma Sentinel 2, los cuales se reportan en la Tabla 3.

Tabla 3. Coeficiente de Lin calculado en imagen de Sentinel 2.

Coeficiente ρ_c	Bandas	Resolución
-0.10280254	B1 – Aerosol de Costa	60 m
0.25065200	B2 – Azul	10 m
0.23392143	B3 – Verde	10 m
0.35679502	B4 – Rojo	10 m
-0.04353540	B5 – Límite del Rojo	20 m
-0.10466714	B6 – Límite del Rojo	20 m
-0.09402711	B7 – Límite del Rojo	20 m
-0.07949108	B8 – Infrarrojo Cercano	10 m
-0.11374121	B8A – Límite del Rojo	20 m
0.56761472	B9 –Vapor de Agua	60 m
0.36744902	B11 – Infrarrojo de Onda Corta	20 m
0.35595328	B12 – Infrarrojo de Onda Corta	20 m
0.19172540	EVI2	10 m

Del registro tomado de PlanetScope correspondiente al 06 de junio de 2022, se tomaron los mismos puntos en los que se muestrearon pixeles de la imagen anterior y se obtuvieron los valores del coeficiente de Lin que se observan en la Tabla 4. Tabla 4

Tabla 4. Coeficiente de Lin calculado en imagen de Planet.

Coeficiente ρ_c	Bandas	Resolución
0.13354888	B1 – Aerosol de Costa	3 m
0.00482232	B2 – Azul	3 m
0.01502053	B3 – Verde 1	3 m
0.02360535	B4 – Verde	3 m
0.03544877	B5 – Amarillo	3 m
0.00278303	B6 – Rojo	3 m
0.01800389	B7 – Límite del Rojo	3 m
0.0594417	B8 – Infrarrojo Cercano	3 m
0.43688733	EVI2	3m

En ambos registros satelitales, ningún valor del coeficiente de Lin ρ_c toma valores cercanos a 1, especialmente es de interés la banda del infrarrojo cercano, donde la vegetación tiene mayor respuesta. Esto indica que los valores de reflectancia son estadísticamente diferentes entre las dos especies *Zostera marina* y *Ulva spp.*

3.1.2 Estimación de cobertura de *Zostera marina* con imágenes de dron

El EPB tiene una extensión aproximada a las 2,230 ha que incluye la barra arenosa, cuerpo de agua, marismas, zona intermareal y playas. Debido a esta gran extensión, se requirió del dron o VANT de ala fija eBee+ de la división de ciencias de la Tierra. Se utilizó este tipo de nave ya que un VANT multi rotor no fue opción por su menor alcance y autonomía. Incluso con el eBee+, se hizo cobertura parcial del EPB en los vuelos de diciembre 2021, y una cobertura completa en mayo 2022, pero en dos ciclos de marea el 19 y 20 mayo.

Para una perspectiva completa, se quiere la integración de múltiples fotografías tomadas por las cámaras con cierto traslape para que el software de fotogrametría las integre en un ortomosaico. En la Figura 12 su muestra las coberturas de los vuelos de diciembre 2021 y mayo 2022, indicando detalles de cada misión de vuelo e ilustrando con puntos los centros de las fotos.

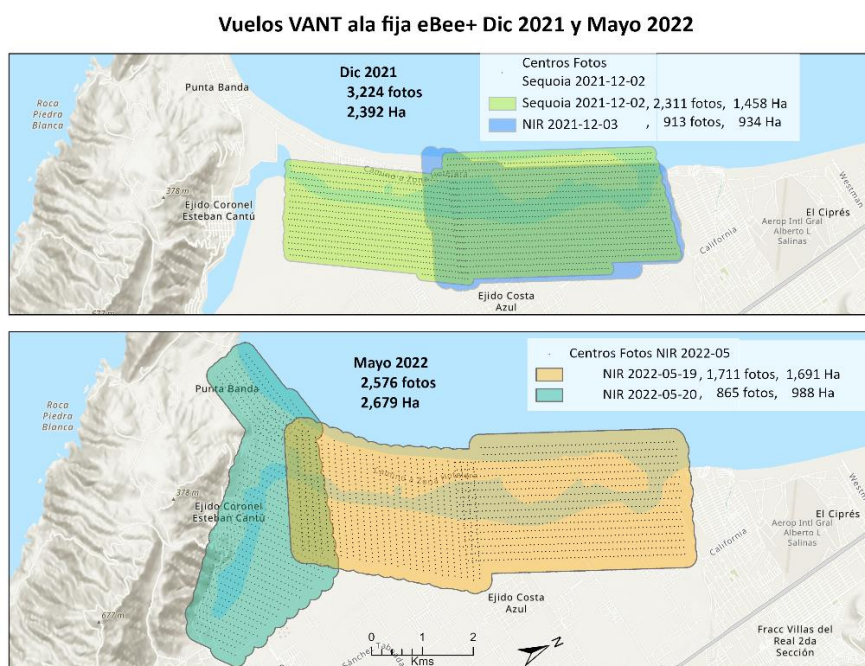


Figura 12. Cobertura del EPB por los vuelos de diciembre 2021 y mayo 2022, indicando para cada misión de vuelo el número de fotos y hectáreas cubiertas.

Como se mencionó en la metodología, durante los vuelos de diciembre de 2021 se usaron dos cámaras infrarrojas distintas, una el 2 de diciembre (Sequoia) y otra el 3 de diciembre (Canon S110 NIR). En la Figura 13, se muestra un comparativo de las ortoimágenes integradas de las fotos capturadas por las dos cámaras durante los vuelos de diciembre 2021.

La cámara Sequoia además del sensor multiespectral, incluye una cámara RGB en color natural. La zona de la Figura 13 es un acercamiento a un canal interno del EPB donde *Zostera marina* ocurrió recurrentemente en la colección. Cabe mencionar que, para la clasificación multiespectral, solo se utilizó la ortoimagen multiespectral de la cámara Sequoia, la RGB no se incluyó en los resultados. Por la complejidad en el procesado de las fotos de la cámara Sequoia, en los vuelos de mayo 2022 solo se utilizó la cámara Canon S110 NIR.

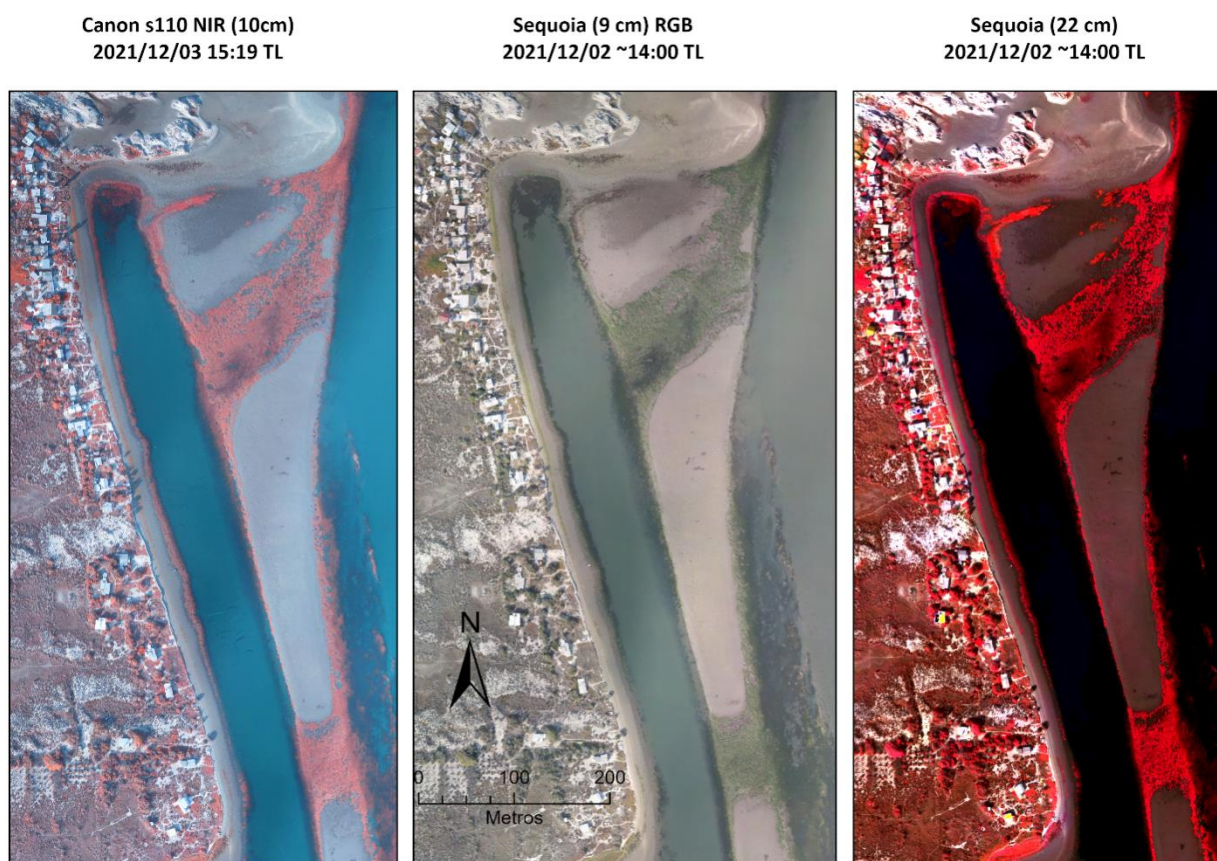


Figura 13. Comparación de ortoimágenes generadas a partir de las cámaras Canon S110 NIR y la Sequoia durante vuelos de diciembre 2022. Esta última, además de las imágenes multiespectrales, cuenta con una cámara RGB en color natural. En la imagen Sequoia multiespectral (izquierda), se puede apreciar la fuerte absorción por el agua de la energía infrarroja manifestado con un color oscuro.

En la ortoimagen de la cámara Sequoia, tomada el 02 de diciembre de 2021, el algoritmo de bosque aleatorio arrojó una cubierta identificada como *Zostera marina* de 64 ha de área, registrando una exactitud global de 0.99 y un valor κ de 0.98 (Figura 14).

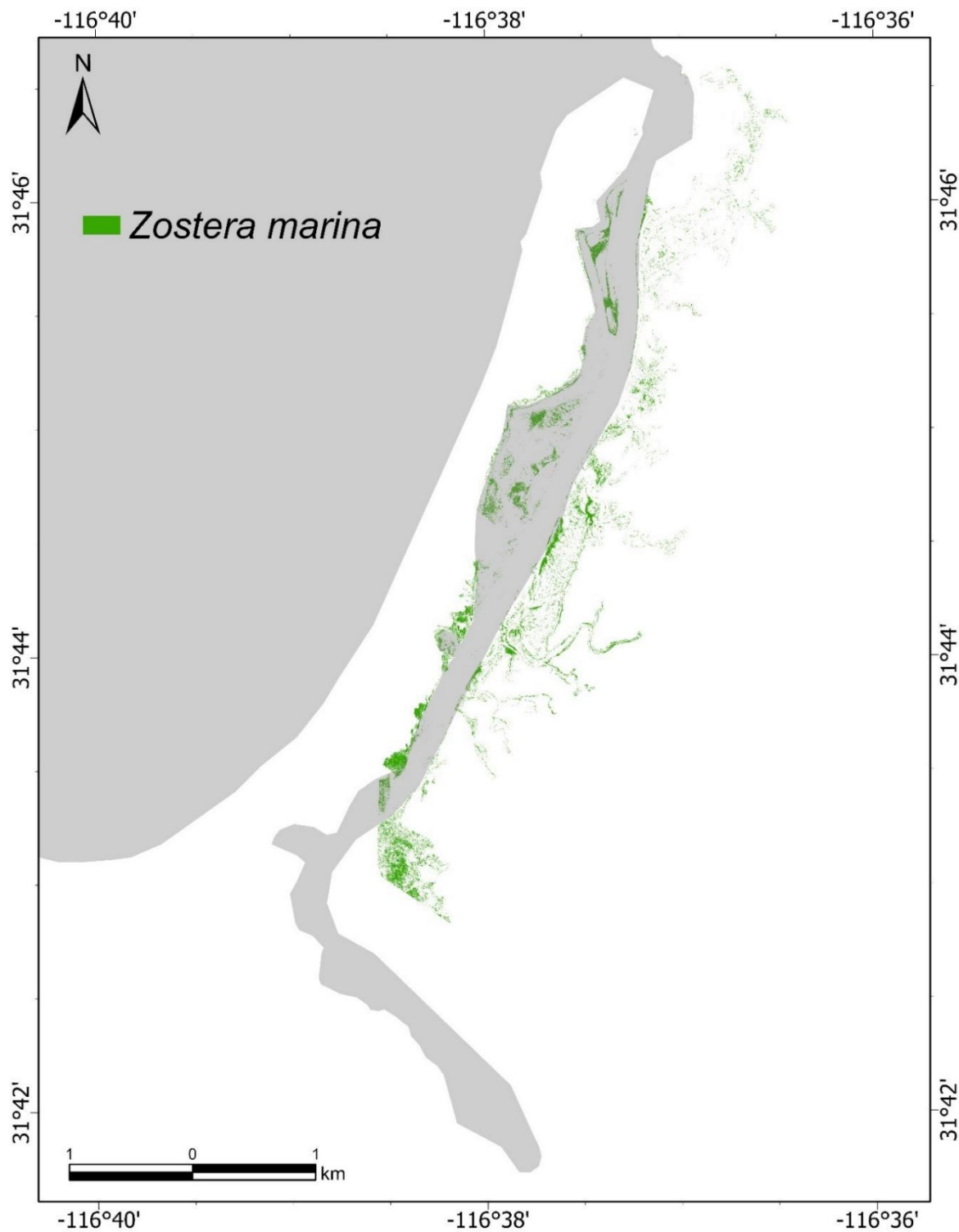


Figura 14. Mapa del estero de Punta Banda con la cubierta de *Zostera marina* encontrada en el registro parcial del EPB por la cámara Sequoia con dron eBee+ el 02 de diciembre de 2021.

En la imagen del 03 de diciembre, se registró un área de 34 ha, con una exactitud global de 0.98 y $\kappa = 0.93$ (Figura 15).

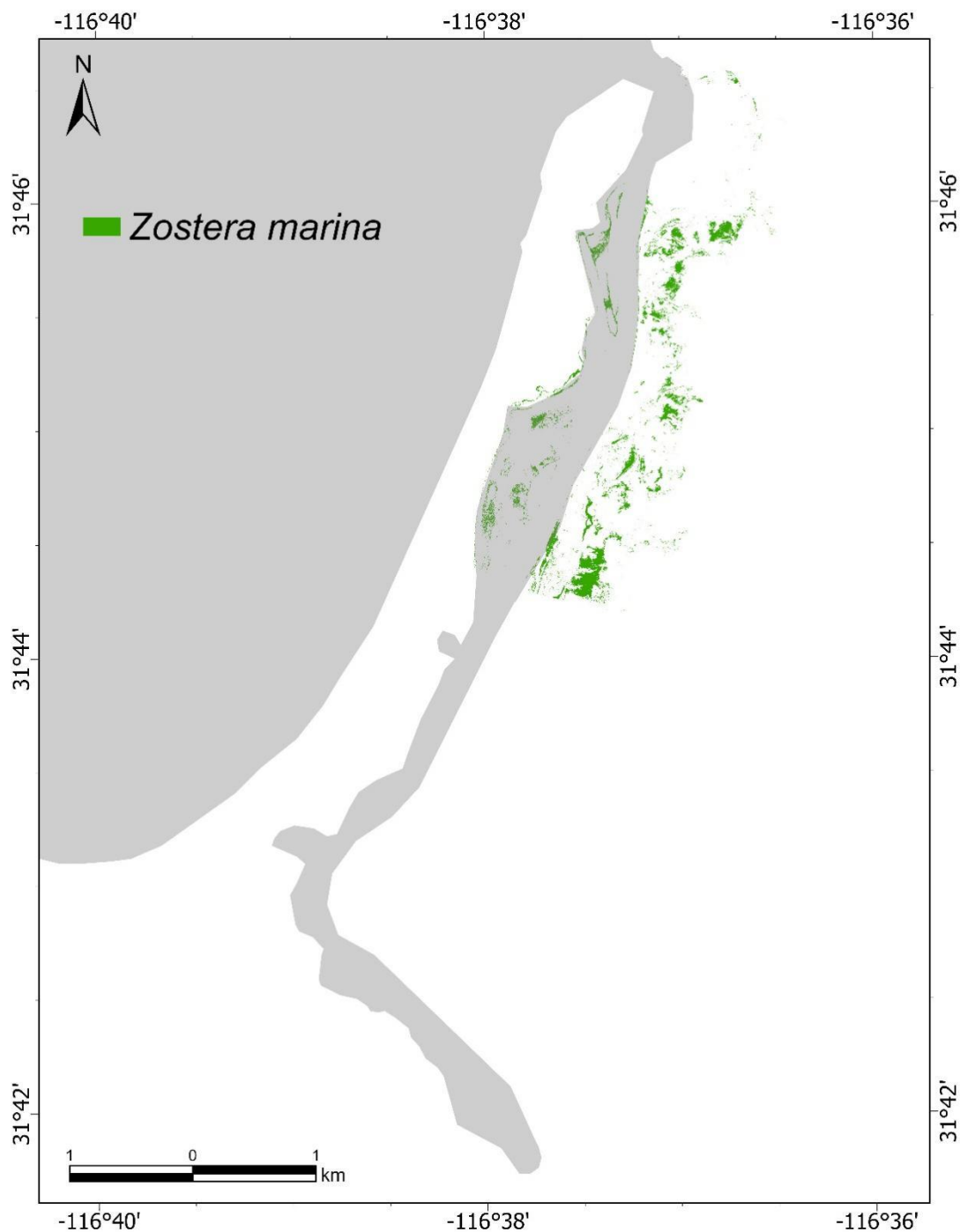


Figura 15. Mapa del estero de Punta Banda con la cubierta de *Zostera marina* encontrada en el registro parcial del EPB por la cámara Canon S100 NIR con dron eBee+ del 03 de diciembre de 2021.

Para el registro correspondiente al mes de mayo de 2023 con la cámara Canon S110 NIR, se reporta una cobertura de 57 ha , con un valor de exactitud global de 0.99 y valor $\kappa = 0.96$ Figura 15 .

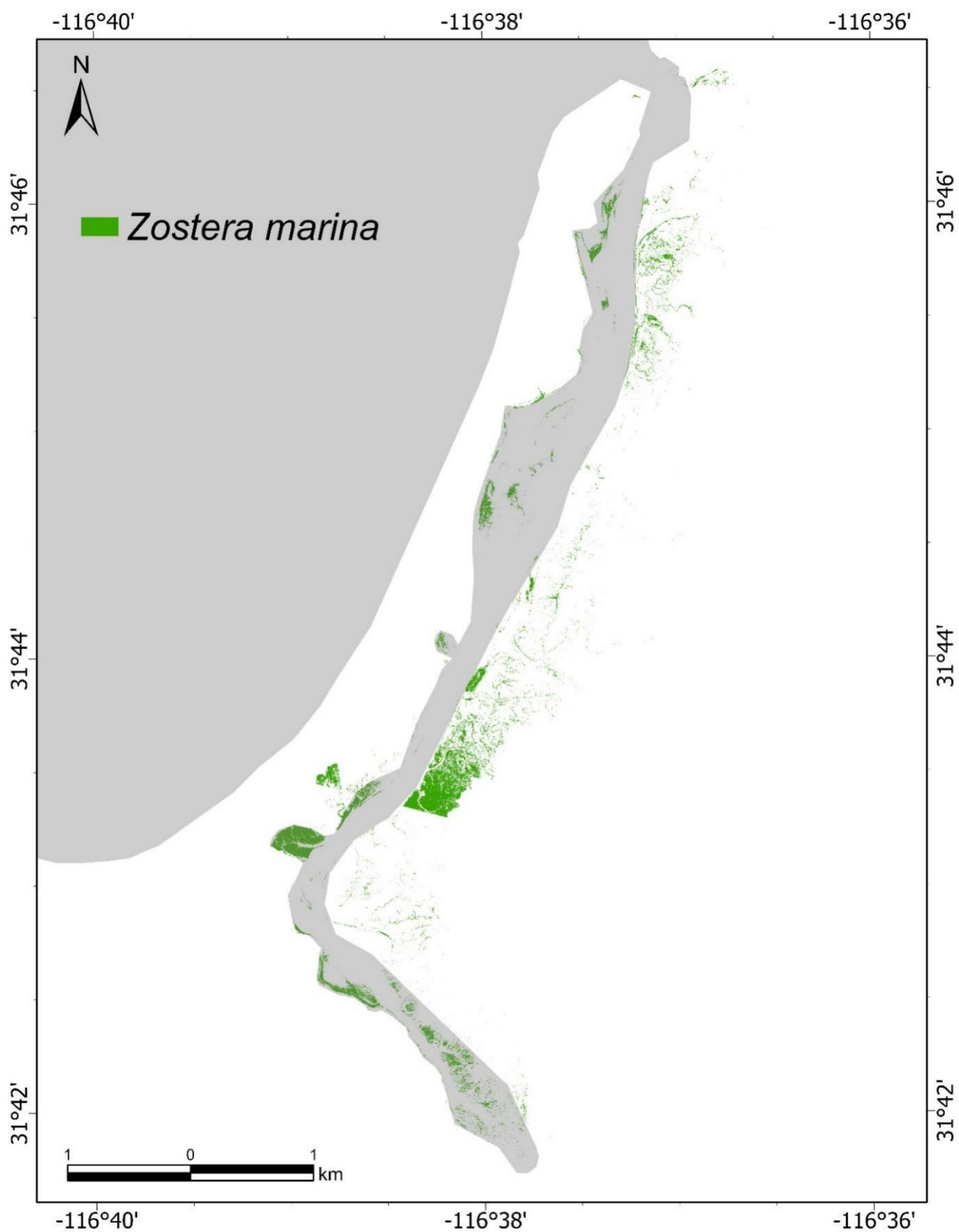


Figura 16. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de *Zostera marina* encontradas en el registro con la cámara Canon S110 NIR por dron eBee+ de los días 19 y 20 de mayo de 2022.

3.1.3 Estimación de cobertura de *Zostera marina* con imágenes satelitales

El modelo de cubierta obtenido en la clasificación arrojó valores altos de exactitud global, así como de coeficiente κ , para las 6 imágenes que se seleccionaron de PlanetScope. Estos valores se reportan en la Tabla 5 y los mapas con la distribución de cubierta de *Zostera marina* se pueden ver en el Anexo H.

Tabla 5. Estimación de área de la cubierta de *Zostera marina* en productos satelitales, se reporta el nivel de la marea respecto a la Bajamar Media Inferior (BMI).

Fecha	Área de cubierta (ha)	Exactitud Global	κ	Nivel de Marea (m, BMI)
31 de octubre de 2021	23.32	0.95	0.92	0.649
26 de enero de 2022	9.39	0.94	0.91	0.322
26 de febrero de 2022	30.16	0.97	0.95	0.394
23 de abril de 2022	64.93	0.99	0.98	-0.15
06 de junio de 2022	21.34	0.98	0.97	0.204
19 de junio de 2022	55.29	0.99	0.98	0.208

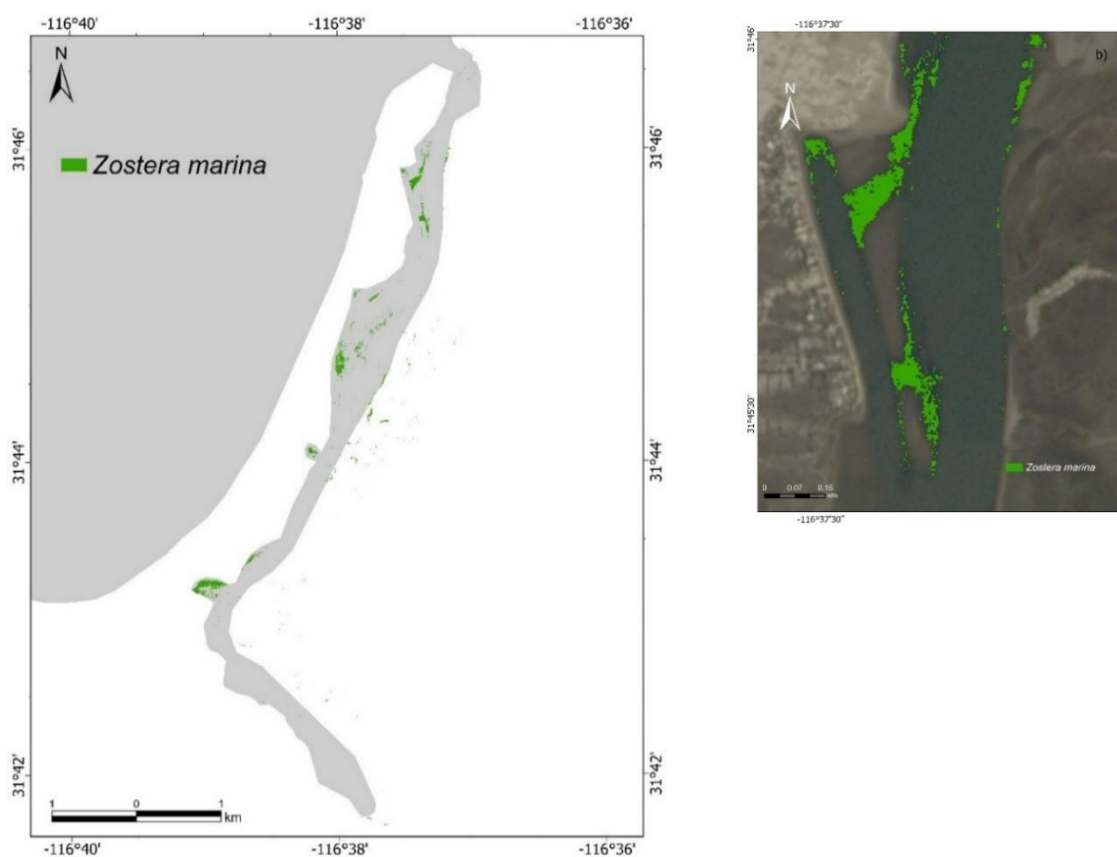


Figura 17. a) Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de *Zostera marina* encontradas en la imagen de Planet del 26 de enero de 2022. b) Acercamiento al norte de la barra arenosa.

Se observa que algunas zonas del pasto marino se encuentran cubiertas por agua, lo cual difícilmente es detectado por el clasificador, (ver ejemplo en la Figura 17). Esto podría decirnos que existe una subestimación en la cobertura de pasto marino. Por otro lado, en las áreas más elevadas de marismas se encuentran otros tipos de vegetación, las cuales han sido identificadas en visitas a campo como especies diferentes a *Zostera marina*. Por ello, se debe tener reserva con la interpretación de estos valores y observar detalladamente los mapas generados.

3.1.4 Probabilidad de existencia de *Zostera marina*

Al sumarse los diferentes mapas de cobertura de *Zostera marina* de las diferentes fechas y plataformas (VANT y PlanetScope), se genera un producto con la extensión combinada del pasto marino, de tal manera que cada pixel representado, tiene el valor de la suma del número de veces que fue clasificado como *Zostera marina*. Así mismo, el área que ocupan los pixeles es sumada de forma acumulada de la mayor probabilidad a la menor, con el fin de estimar la cobertura total. En un primer resultado, se combinaron las imágenes registradas entre enero y junio de 2022, es decir, 5 tomas con satélite y 1 ortomosaico de dron, entre enero y junio. La cobertura de los pixeles con la respectiva probabilidad encontrada con este conjunto de imágenes de 2022 se reporta en la

Tabla 6 y se puede observar la distribución en la Figura 18.

Tabla 6. Cobertura de los pixeles cuya probabilidad de *Zostera marina* fue estimada con las imágenes de 2022.

Probabilidad	Área (ha)	Área acumulada (ha)
1/6	104.3	150.22
2/6	25.5	45.92
3/6	7.8	20.42
4/6	6.9	12.62
5/6	3.7	5.72
6/6	2.02	2.02

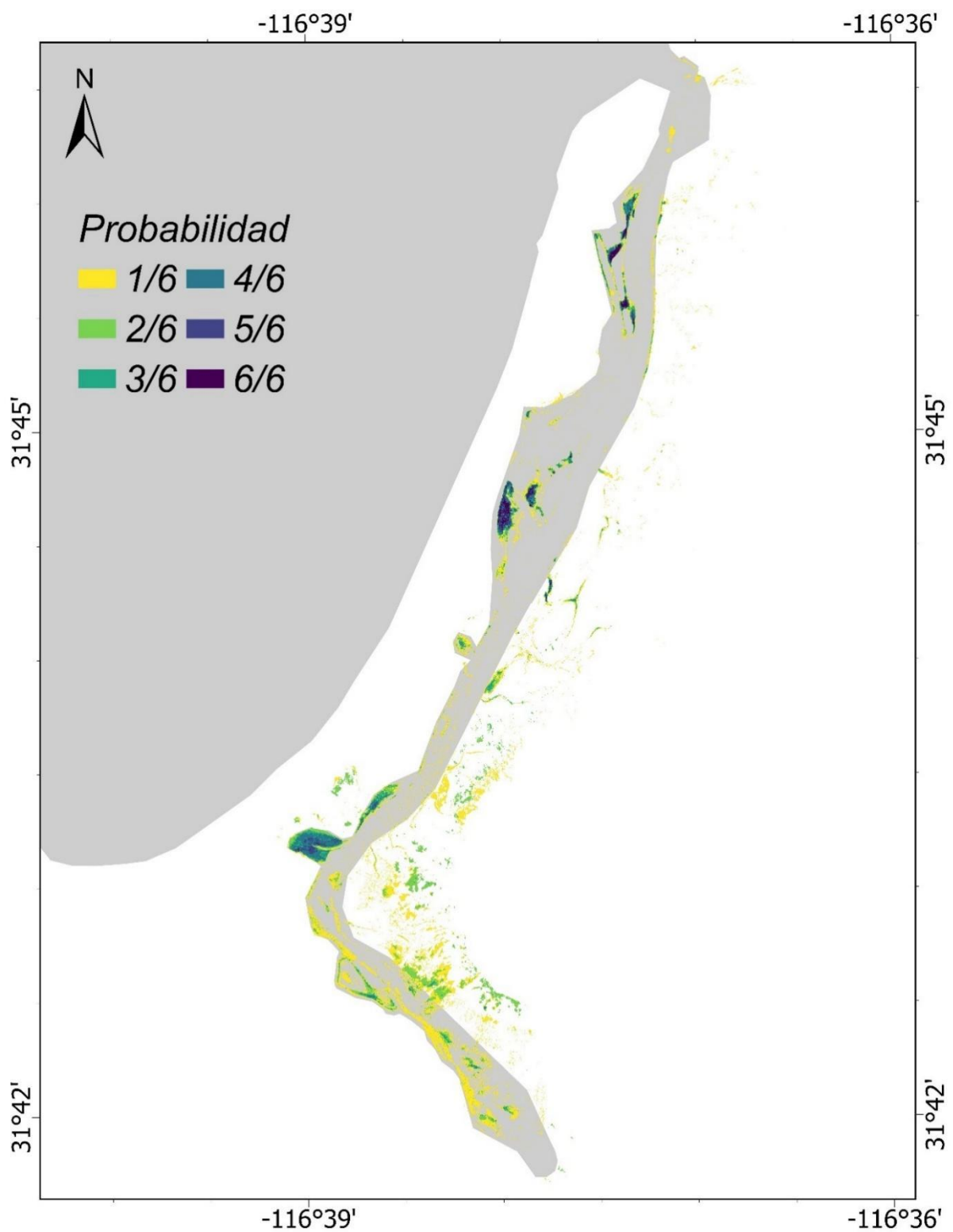


Figura 18. Mapa de probabilidad de *Zostera marina* para todas las imágenes de 2022 registradas con dron y satélite.

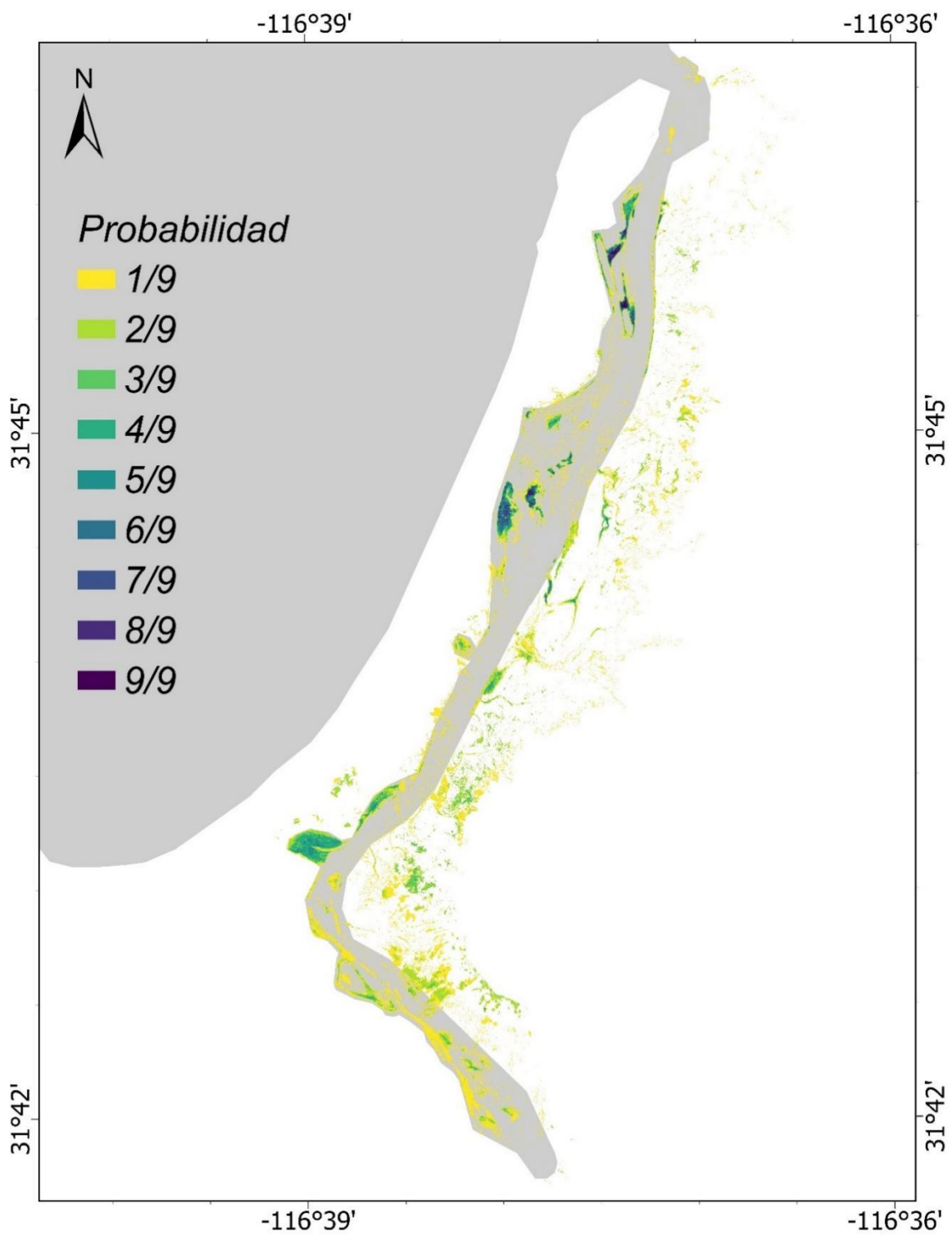


Figura 19. Mapa de probabilidad de *Zostera marina* para todas las imágenes recabadas entre 2021 y 2022 registradas con dron y satélite.

El siguiente producto fue generado usando la suma de todos los resultados del periodo de estudio, es decir, 6 imágenes satelitales y 3 de dron, desde octubre de 2021 hasta junio de 2022. El área total de las probabilidades se encuentra en la Tabla 7 y se puede observar la distribución en el mapa de la Figura 19.

Tabla 7. Cobertura de los pixeles cuya probabilidad de *Zostera marina* fue estimada con todas las imágenes recopiladas de 2021 y 2022.

Probabilidad	Área (ha)	Área acumulada (ha)
1/9	160.9	227.17
2/9	38.37	66.27
3/9	12	27.9
4/9	7.5	15.9
5/9	3.7	8.4
6/9	2	4.7
7/9	1.4	2.7
8/9	0.9	1.3
9/9	0.4	0.4

Con la finalidad de reducir el error causado por la mala clasificación de *Zostera marina*, encontrada en las zonas más elevadas del estero, correspondientes a otro tipo de vegetación propia de marismas, se realizó el enmascaramiento de los resultados en las zonas de marismas, es decir, se excluyeron los pixeles con los datos de este tipo de cubiertas apoyándonos en los mapas reportados anteriormente por Watson y Corona (2018), donde se observa una disminución en la cobertura de los pixeles con menor probabilidad (Tabla 8 y Tabla 9).

Tabla 8. Cobertura de los pixeles cuya probabilidad de *Zostera marina* fue estimada con las imágenes de 2022 tras ser enmascaradas las zonas de marisma.

Probabilidad	Área (ha)	Área acumulada (ha)
1/6	65.34	110.34
2/6	24.68	45
3/6	7.7	20.32
4/6	6.9	12.62
5/6	3.7	5.72
6/6	2.02	2.02

Tabla 9. Cobertura de los píxeles cuya probabilidad de *Zostera marina* fue estimada con todas las imágenes recopiladas tras ser enmascaradas las zonas de marisma.

Probabilidad	Área (ha)	Área acumulada (ha)
1/9	89.75	154.66
2/9	37.25	64.91
3/9	11.76	27.66
4/9	7.5	15.9
5/9	3.7	8.4
6/9	2	4.7
7/9	1.4	2.7
8/9	0.9	1.3
9/9	0.4	0.4

Con el fin de tener una estimación puntual de cobertura, se encontró que, para el año 2022 el área acumulada con probabilidad baja de existencia de *Zostera marina*, es decir, la suma de los píxeles de baja probabilidad 1/9 y 2/9 fue de 90.02 ha, en tanto que, el área con, al menos probabilidad moderada, es decir la suma de los píxeles con probabilidades 3/9 a 9/9 fue 20.32 ha. Por otro lado, para todo el periodo de estudio, el área acumulada con probabilidad baja de existencia de *Zostera marina*, fue de 127 ha, mientras que el área con, al menos probabilidad moderada fue de 27.66 ha.

Si bien, esta estimación de probabilidad moderada, disminuye el error de la estimación del área total al eliminar los sitios que se pudieran considerar como errores de la clasificación

3.2 Modelo de superficie derivado de la fotogrametría (DSM)

Del procesado fotogramétrico de las fotos aéreas de los vuelos de diciembre de 2021 y mayo de 2022, además de los ortomosaicos usados en la clasificación de *Zostera marina*, también se generó una densa nube de puntos tridimensional que siguen fielmente el relieve de la superficie. Esta densa nube de puntos es la base para la generación de una rejilla regular de alturas con el relieve de la superficie, producto conocido como modelo digital de superficie o DSM por sus siglas en inglés. Este se agregó como otro

atributo extendido en el ortomosaico de mayo de 2022 y alimentó, como otra variable, al algoritmo de bosque aleatorio para la clasificación.

En la Figura 20, se muestra un sombreado del DSM con resolución de 50 cm calculado a partir de los vuelos del 19 y 20 de mayo de 2022, texturizando en color diferentes zonas del EPB que se pueden clasificar y agrupar en base a su altura relativa. La figura es complementada con el canal de marea extraído de la imagen de PlanetScope correspondiente al 23 de abril de 2022, la cual corresponde a un registro del EPB en el día de la menor altura de marea de la colección. La zona cubierta por el canal la podríamos clasificar como submareal.

Asimismo, se complementa con un polígono con el nivel 0 de los modelos de relieve continental del (INEGI, 2015) en sus modelos escala 1:10K de 5m de resolución espacial. La zona denotada entre el canal de marea y el nivel 0 del INEGI lo podríamos clasificar como la zona intermareal. Esta zona coincide con las alturas entre 0 y 0.5 m (azul) reportadas por el DSM calculado a partir de los vuelos de mayo de 2022. La altura 0 en este DSM es cercano al canal de marea demarcado por la imagen de Planetscope del 23 de abril de 2022. Cabe señalar que no es posible hacer la reconstrucción fotogramétrica en zonas sumergidas, es decir extracción de nubes de puntos tridimensionales en zonas cubiertas por agua. La zona entre 0.5 y 1.5m (verde) corresponde a la zona de marismas y dunas, la altura de 1.5 a 6m cubre las dunas más altas y el relieve de la lengüeta arenosa y continental yuxtapuesto a las marismas. Arriba de los 6 m (rojo) se agrupan los techos de las edificaciones en la lengüeta arenosa y del hotel Estero Beach en la boca del estero, los techos de invernaderos y pies de montaña de la península de Punta Banda.

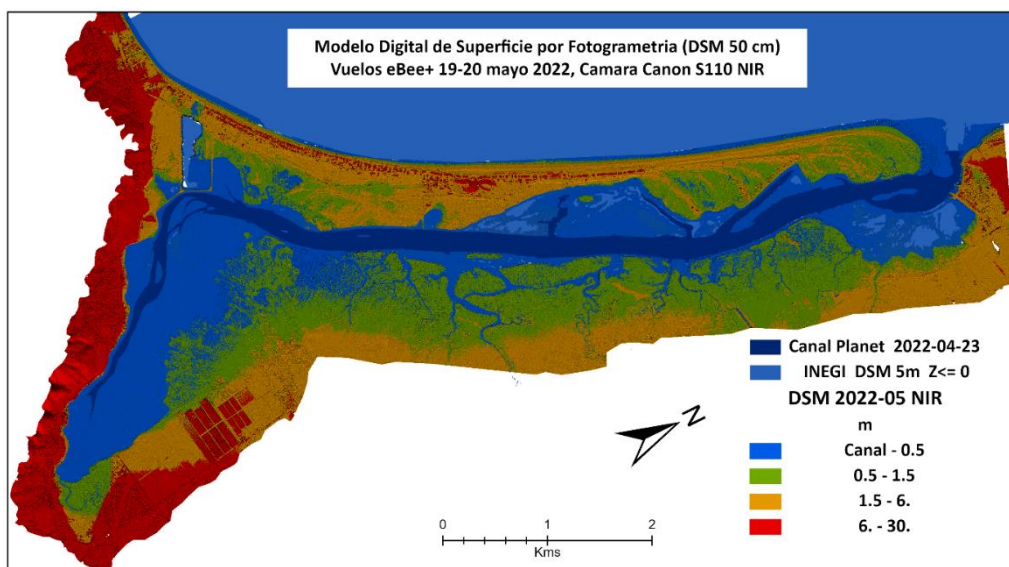


Figura 20. Modelo digital de superficie (DSM) a 50 cm generado a partir de los vuelos del 19 y 20 mayo 2022.

3.3 Estimación de biomasa de *Zostera marina*

Del conjunto de tres cuadrantes de cobertura de *Zostera marina* medidos en 2021 se obtuvo un valor medio (\pm DE) anual de biomasa aérea de $0.07 \pm 0.02 \text{ kg m}^{-2}$ o $757.75 \pm 299.94 \text{ kg ha}^{-1}$, mientras que de biomasa subterránea se obtuvo un valor de $0.04 \pm 0.002 \text{ kg m}^{-2}$ o $436 \pm 24.37 \text{ kg ha}^{-1}$. Para el periodo de muestreo correspondiente al 2022 de las tres muestras se obtuvo un valor medio de biomasa aérea de $0.1 \pm 0.01 \text{ kg m}^{-2}$ o $1008.063 \pm 130.55 \text{ kg ha}^{-1}$, en cuanto a la biomasa subterránea se calculó un valor de $0.05 \pm 0.02 \text{ kg m}^{-2}$ o $501.96 \pm 246.61 \text{ kg ha}^{-1}$.

Por tanto, al realizar el producto de estos valores de biomasa por el área estimada de probabilidad de *Zostera marina*, se obtiene un conjunto de valores de probabilidad de biomasa para todo el estero. Para el año 2022 se obtiene la reportada en la Tabla 10, mientras que para todo el periodo estudio comprendido de los años 2021 y 2022, se reporta en la Tabla 11

Tabla 10. Probabilidad de biomasa de *Zostera marina* para el año 2022.

Probabilidad	Biomasa Aérea (Mg)	Biomasa Aérea Acumulada (Mg)	Biomasa Subterránea (Mg)	Biomasa Subterránea Acumulada (Mg)
1/6	65.86	111.22	32.79	55.38
2/6	24.87	45.36	12.38	22.58
3/6	7.76	20.48	3.86	10.19
4/6	6.95	12.72	3.46	6.33
5/6	3.72	5.76	1.85	2.87
6/6	2.03	2.03	1.01	1.01

Tabla 11. Probabilidad de biomasa de *Zostera marina* para el periodo de estudio 2021 – 2022.

Probabilidad	Biomasa Aérea (Mg)	Biomasa Aérea Acumulada (Mg)	Biomasa Subterránea (Mg)	Biomasa Subterránea Acumulada (Mg)
1/9	68	117.19	39.13	67.43
2/9	28.22	49.18	16.24	28.30
3/9	8.91	20.95	5.12	12.06
4/9	5.68	12.04	3.27	6.93
5/9	2.8	6.36	1.61	3.66
6/9	1.51	3.56	0.87	2.04
7/9	1.06	2.04	0.61	1.17
8/9	0.68	0.98	0.39	0.56
9/9	0.3	0.30	0.17	0.17

3.4 Estimación de carbono

El valor promedio (\pm DE) de la densidad aparente ρ_A por núcleo se reporta en la Tabla 12. En el caso de los núcleos 1, 3, 5, 8 y 10, tomados del sustrato de las zonas vegetadas, el valor de ρ_A promedio de todos los núcleos fue de $1.2 \pm 0.19 \text{ gcm}^{-3}$, encontrando probabilidad mínima de diferencias entre ellos ($\text{FB}_{10} = 0.155$). En los núcleos 2, 4, 6, 7, 9 y 11 de las áreas no vegetadas adyacentes, el valor promedio de ρ_A es de $1.27 \pm 0.1 \text{ gcm}^{-3}$, habiendo alta probabilidad de diferencias entre núcleos ($\text{FB}_{10} = 1.68 \times 10^7$).

Los núcleos que presentan diferencias de ρ_A entre ellos se reportan en la Tabla 13. Se observa que las diferencias entre núcleos se presentan entre los tomados del lado continental noreste contra los que se tomaron en la parte central sobre la barra arenosa. Ambos sitios se observan representados como Zona A y Zona B en el mapa de la Figura 36 del Anexo J. De igual manera, se encontró alta probabilidad de diferencia entre la ρ_A medida del área vegetada de la no vegetada para todo el conjunto de núcleos ($\text{FB}_{10} = 101.797$).

Tabla 12. Valores promedio y desviación estándar (DE) de densidad aparente (ρ_A , gcm^{-3}) y porcentaje de materia orgánica (%MO) en los núcleos recolectados.

ID	Punto	Vegetado	ρ_A	DE	%MO	DE
1	A	Si	1.267	0.185	2.555	1.088
2	A	No	1.353	0.057	1.784	0.347
3	B	Si	1.206	0.215	3.073	0.873
4	B	No	1.334	0.081	2.114	0.511
5	C	Si	1.206	0.191	3.073	0.903
6	C	No	1.301	0.105	2.857	1.74
7	D	No	1.194	0.08	4.127	1.013
8	E	Si	1.148	0.168	2.268	1.475
9	E	No	1.233	0.119	3.631	2.013
10	F	Si	1.18	0.226	1.875	2.241
11	F	No	1.224	0.049	0.577	0.056

En el caso del %MO, cuyo valor promedio por núcleo se puede encontrar en la Tabla 12, se reporta un valor promedio total de 2.56 ± 1.44 en los núcleos del área vegetada 1, 3, 5, 8 y 10, teniendo bajas probabilidades de diferencias entre ellos ($\text{FB}_{10} = 1.49$). Los núcleos 2, 4, 6, 7, 9 y 11 del área no vegetada,

con un valor promedio de %MO de 2.55 ± 1.67 , muestran altas probabilidades de diferencias significativas entre ellos ($FB_{10} = 2.5 \times 10^{14}$).

Tabla 13. Factor de bayes reportado en las pruebas t-bayesianas para la comparación de ρ_A entre los diferentes núcleos.

	ID Núcleos Comparados		FB ₁₀
Área Vegetada	1	8	2.15
Área No Vegetada	2	6	1.662
		7	3.665×10^6
		9	232.439
		11	8.512×10^6
	4	7	18693.639
		9	23.347
		11	4469.907
	6	7	74.858
		9	1.717
		11	10.577

Las diferencias entre núcleos se muestran en la Tabla 14, donde se observan las mayores diferencias entre los tomados de la parte continental noreste (Zona B, Figura 36) contra los de la parte oeste central de la barra arenosa (Zona A, Figura 36).

Tabla 14. Factor de bayes reportado en las pruebas t para la comparación de %MO entre los diferentes núcleos.

	ID Núcleos Comparados		FB ₁₀
Área Vegetada	3	8	1.815
		10	2.062
	5	8	1.882
		10	2.19
Área No Vegetada	2	4	3.522
		6	6.617
		7	9.305×10^9
		9	198.042
		11	4.537×10^{15}
	4	6	1.354
		7	6.223×10^7
		9	30.002
		11	7.24×10^{13}
	6	7	9.389
11		33203.995	
9	11	566947.403	

Entre todo el conjunto de núcleos tomados del área vegetada contra los del área no vegetada, se observa que la probabilidad de diferencias es mínima ($FB_{10} = 0.142$). Por otro lado, al comparar solamente el conjunto de núcleos tomados del lado oeste central del estero sobre la barra arenosa (Zona A, Figura 36), se observan diferencias significativas entre los tomados del área vegetada contra los tomados de suelo desnudo ($FB_{10} = 22.122$).

Con los valores de %CO de los núcleos 1 y 2 muestreados en la parte vegetada y no vegetada respectivamente, medidos por análisis elemental y sus respectivos valores de %MO medidos por pérdida por calcinación, se obtuvieron las regresiones lineales de las ecuaciones (10) y (11). No se encontraron diferencias significativas entre ambos modelos ($t(39) = 0.604$, $p = 0.72$).

Posteriormente, al haber sustituido los valores de %MO obtenido de todos los núcleos, en las ecuaciones (10) y (11), se ha obtenido el %CO estimado, cuyo valor promedio por núcleo se encuentra en la Tabla 15 y la distribución de %CO en función del %MO para todos los núcleos se puede observar en el Anexo I. Se reporta un valor promedio de 0.52 ± 0.3 en el área vegetada con una baja probabilidad de diferencias entre núcleos ($FB_{10} = 1.21$). En el área no vegetada se observa un valor promedio de 0.43 ± 0.28 , con una alta probabilidad de diferencias entre los diferentes núcleos ($FB_{10} = 1.83 \times 10^{14}$).

Tabla 15. Valores promedio y desviación estándar (DE) de porcentaje de carbono orgánico (%CO) estimado en los núcleos recolectados.

ID	Punto	Vegetado	%CO	DE
1	A	Si	0.523	0.268
2	A	No	0.310	0.075
3	B	Si	0.623	0.177
4	B	No	0.364	0.088
5	C	Si	0.623	0.183
6	C	No	0.491	0.299
7	D	No	0.710	0.174
8	E	Si	0.460	0.299
9	E	No	0.624	0.346
10	F	Si	0.380	0.454
11	F	No	0.099	0.010

Las diferencias entre núcleos se muestran en la Tabla 16, donde nuevamente, se observan diferencias entre los tomados en la barra arenosa (Zona A, Figura 36) contra los tomados en la parte continental (Zona B, Figura 36).

Tabla 16. Factor de bayes reportado en las pruebas t-bayesiana para la comparación de %CO entre los diferentes núcleos.

	ID Núcleos Comparados		FB ₁₀
Área Vegetada	3	8	1.815
		10	2.062
	5	8	1.882
		10	2.19
	2	4	2.031
		6	5.744
Área No Vegetada		7	3.304× 10 ⁹
		9	164.798
		11	4.38× 10 ¹²
	3	8	1.815
		10	2.062
	4	6	1.354
		7	6.223×10 ⁷
		9	30.002
		11	7.24× 10 ¹³
	5	8	1.882
		10	2.19
6	7	9.389	
	9	0.662	
	11	33203.995	
7	9	0.453	
	11	8.979× 10 ¹⁵	

Entre el total de núcleos vegetado contra los no vegetados se encontraron bajas probabilidades de diferencias ($FB_{10} = 1.29$), y al comparar los núcleos recolectados del lado oeste del estero sobre la barra arenosa (Zona A, Figura 36), se encontraron altas probabilidades de diferencias entre los núcleos del área

vegetada contra los del área de suelo desnudo ($FB_{10} = 39654.16$). Al realizar las regresiones de DCO en función de la profundidad (Tabla 21 del Anexo K), todos los núcleos tomados de áreas vegetadas por *Z. marina* presentan un perfil de profundidad 'en disminución' de densidad de carbono orgánico con respecto a la profundidad, con un valor medio (\pm DE) de $5.7 \pm 2.15 \text{ mgC cm}^{-3}$. En el caso de los núcleos de áreas no vegetadas, los 3 núcleos tomados del lado oeste del estero, sobre la barra arenosa, con los números 2, 4 y 6, presentaron un perfil de profundidad 'en disminución' de densidad de carbono orgánico con respecto a la profundidad, con un valor promedio de $4.84 \pm 1.33 \text{ mgC cm}^{-3}$.

Por otro lado, los núcleos 7 y 9, tomados en la parte continental este del estero, tienen un perfil de profundidad 'en aumento', con un valor promedio de $7.82 \pm 2.24 \text{ mgC cm}^{-3}$. Finalmente, el núcleo número 11 tomado en la parte noroeste del estero, junto a la boca de la entrada, presentó un perfil 'mezclado' con un promedio de $1.21 \pm 0.14 \text{ mgC cm}^{-3}$. Se puede observar la variación de la DCO a través de las diferentes capas de profundidad en los núcleos medidos en la Tabla 21. El stock de carbono orgánico para los primeros 50 cm de profundidad de cada uno de los núcleos recolectados se muestra en la Tabla 17. El stock de carbono orgánico promedio (\pm DE) de los núcleos tomados de áreas vegetadas fue de $29.02 \pm 9.06 \text{ MgC ha}^{-1}$, mientras que en los núcleos de áreas no vegetadas se registró un promedio de $28.92 \pm 15.72 \text{ MgC ha}^{-1}$. Se observa mínima probabilidad de diferencias entre todo el conjunto de núcleos de la parte vegetada por *Zostera marina* contra los tomados del suelo desnudo ($FB_{10} = 0.481$).

Sin embargo, se registra moderada probabilidad de diferencias entre los núcleos tomados de la parte vegetada de las diferentes partes a lo largo del Estero ($FB_{10} = 1.57$), siendo los núcleos tomados en el centro, sobre la barra arenosa en la parte oeste del canal (Zona A, Figura 36), el sitio con el mayor valor de stock de carbono. De igual manera, se encuentran probabilidades de diferencias aún mayores entre los núcleos tomados del sustrato no vegetado a lo largo del Estero ($FB_{10} = 3.59$).

Al comparar los núcleos recabados en la zona central del estero, sobre la barra de arena del lado oeste del canal central (Zona A, Figura 36), se obtuvo un valor promedio por núcleo de $30.64 \pm 4.42 \text{ MgC ha}^{-1}$ del stock de carbono orgánico del área vegetada, mientras que del área no vegetada se obtuvo un valor de $23.08 \pm 3.1 \text{ MgC ha}^{-1}$, habiendo moderada probabilidad de diferencias entre ambas zonas ($FB_{10} = 1.62$).

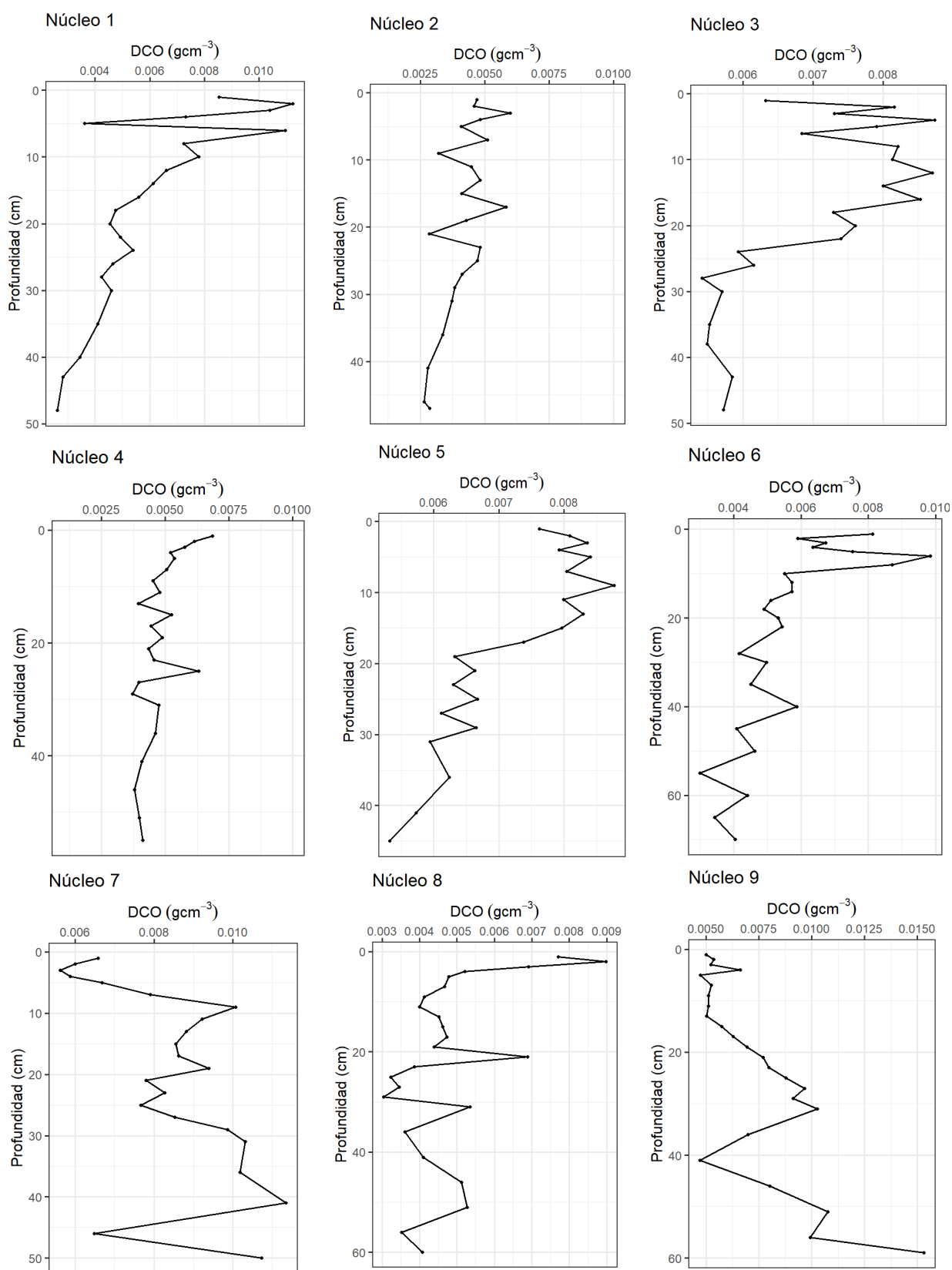


Figura 21. Densidad de carbono orgánico a través de la profundidad en los diferentes núcleos. Nótese la diferente escala en el eje X.

Tabla 17. Stock de carbono orgánico (SCO, MgC ha⁻¹) en los núcleos recolectados.

ID	Punto	Vegetado	SCO	DE
1	A	Si	25.54	0.42
2	A	No	19.89	0.37
3	B	Si	32.82	0.64
4	B	No	23.25	0.51
5	C	Si	33.54	0.66
6	C	No	26.09	0.66
7	D	No	44.37	1.38
8	E	Si	23.77	0.61
9	E	No	36.52	1.23
10	F	Si	11.04	0.16
11	F	No	5.91	0.16

Al hacer el producto de este valor promedio del stock de carbono por la extensión total con al menos probabilidad moderada de existencia de *Zostera marina* encontrada en todo el periodo de estudio que comprende los años 2021 y 2022, se obtiene que en el sustrato vegetado hay un stock de carbono de 846.5 \pm 122.25 MgC secuestrado en el estero.

Por otro lado, si se toma en cuenta el área total de todas las probabilidades, es decir la suma acumulada de la Tabla 9, se estarían tomando en cuenta aquellas coberturas de *Zostera marina* incipientes, así como se estaría compensando por aquellas zonas de pasto marino sumergidas por la columna de agua que no se detectaron en la clasificación. Entonces, se tendría un stock de carbono de 4738.782 \pm 683.59 MgC.

Capítulo 4. Discusión

4.1.1 Estimación de cobertura de *Zostera marina*

La reducción del área de búsqueda de la cobertura de *Zostera marina* por el polígono definido de marea máxima disminuyó en gran medida el área y el universo de firmas espectrales. Esto es una forma de mejorar la exactitud de la clasificación, pues está relacionada inversamente la exactitud global con el número de clases presentes en la escena, como lo demuestra Tinh *et. al.* (2019). En el conjunto de entrenamiento de la clasificación de las diferentes escenas solo se definieron 5 clases, de las cuales 3 son las especies de vegetación que se encuentran en el intermareal del estero que pudieron ser identificadas en las visitas a campo, mientras que, de mantener toda la escena recabada en las diferentes fotos, se tendría que identificar las diferentes especies presentes en el marisma, con la posibilidad de que sean confundidas las diferentes especies por el algoritmo clasificador debido a que el espectro de reflectancia en los intervalos de respuesta de los sensores es muy similar entre las especies presentes (Erudel et al., 2017).

Para la formación de este conjunto de puntos de entrenamiento, la literatura propone diferentes tipos de muestreo como puede ser por *clusters* o bien de forma aleatoria y sistemática (Olofsson et al., 2014). En este trabajo se siguió un diseño de muestreo de tipo estratificado, el cual consiste en particionar el área de interés de tal manera que cada unidad de estimación se le asigna a una clase o cobertura presente. Esto debido a que se determinó cada estrato tomando los registros históricos conocidos por el equipo de muestreo y reportados por Salazar Barrios (2015) y Salinas-Matus (2019).

Idealmente, las clases debieron tomarse en función de algún mapa o subregión geográfica, sin embargo, al ser este el primer trabajo en reportar la distribución de *Zostera marina* en todo el estero, no pudo ser posible realizar la asignación de tamaños de muestras iguales en todos los estratos o clases desde el inicio, así como nos enfrentamos a la inaccesibilidad a todos los puntos del Estero en su totalidad, tanto por razones de seguridad, así como por el costo de traslado y esfuerzo de muestreo limitado.

La captura de imágenes a través de dron ha permitido un registro de amplia comodidad y flexibilidad en el tiempo y el espacio. Han sido de gran aporte al trabajo, pues han permitido capturar imágenes de alta resolución. A parte, han facilitado realizar los registros en los días de la marea más baja de todo el ciclo, a las horas y días en que los satélites no nos ofrecen imágenes con la calidad deseada para el análisis.

Cabe destacar que el día 20 de mayo de 2022, la atmosfera en el sitio de estudio, presentaba una alta nubosidad, por lo cual, de haber dependido solamente de las imágenes de satélite, no hubiera podido ser posible tener ese registro, para lo cual el dron no tuvo inconveniente en realizar el vuelo y registro por debajo de la capa nubosa.

Sin embargo, una dificultad por la cual se atravesó es que, al ser tan amplio el estero, el tiempo total para la toma de fotos individuales para formar el ortomosaico de toda el área es muy largo. La Figura 12 de cobertura de vuelos y la Tabla 18 con detalles de los vuelos, indican el número de fotos y el tiempo empleado durante cada uno de los vuelos de dron de diciembre de 2021 y mayo de 2022. La marea baja no es registrada en un instante como en las imágenes de satélite, sino a lo largo del periodo de colección de las fotos.

Esto tiene como consecuencia la alteración en los resultados, causado por varias razones como es un efecto en la medición por parte del sensor (Jafarbiglu & Pourreza, 2023). A esto se le puede atribuir que, en las clasificaciones de los 4 días de registros, tanto del 02 diciembre de 2021 como del 19 de mayo de 2022, el algoritmo confundió los pixeles de vegetación al clasificar como *Zostera marina* cubiertas localizadas al extremo sur de los ortomosaicos cuando en realidad, se reconoce por visitas a campo, que es vegetación de marisma, *Spartina foliosa*.

Otra consecuencia es que, en los vuelos de diciembre, correspondientes a la temporada de invierno, al haber un menor tiempo de luz durante el día y ser la marea por la tarde, no fue posible cubrir toda el área con un solo vuelo. Esto incrementa la incertidumbre en tendencias que se pudieran identificar respecto al invierno, pues ambos ortomosaicos, del 02 y 03 de diciembre de 2021 se cortan en puntos donde se observa presencia de cubierta identificada como *Zostera marina*, misma que en los vuelos de mayo se volvió a identificar como *Zostera marina*.

Una de las mayores ventajas es que en los ortomosaicos del 02 y 03 de diciembre de 2021, en los canales y arroyos más estrechos, tanto en los cortos, así como los muy extendidos, se detectó presencia de coberturas de vegetación que se pueden identificar como *Zostera marina*, ya sea por el algoritmo de clasificación, como por los valores altos de los índices NDVI y EVI2 (Figura 22.a), esto gracias a la alta resolución de los pixeles.

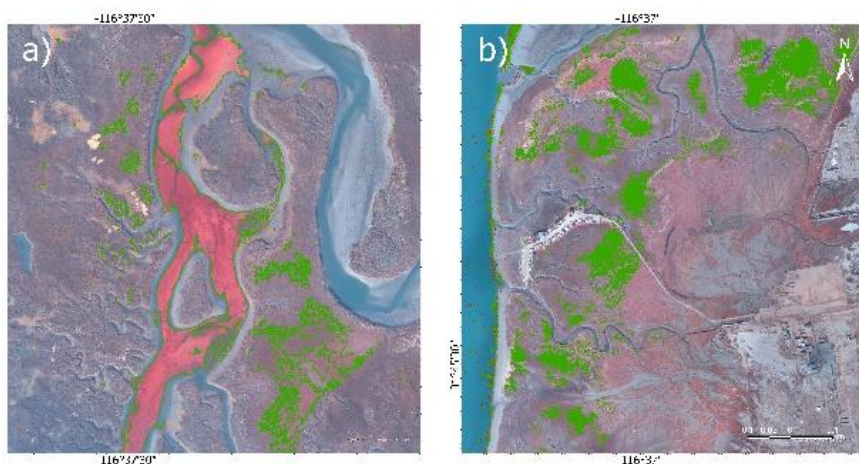


Figura 22. Imagen en falso infrarrojo del 03 de diciembre de 2021 mostrando a) Cobertura de vegetación dentro de un canal que podría ser *Zostera marina*. b) Vegetación detectada como *Zostera marina* en una zona de marisma.

Cabe destacar que esta vegetación se ha considerado como anómala, debido a que no aparece en los otros meses, pudiendo no ser *Zostera marina*. Lamentablemente, se observa una sobre estimación de *Zostera marina* sobre marisma en la clasificación del 03 de diciembre con la cámara CANON S110 (Figura 22.b). Es de mencionarse que en las imágenes tomadas por VANT, al ofrecer una mejor resolución respecto a las tomadas por satélite, se pudo identificar oportunamente esta anomalía de vegetación (Figura 23).

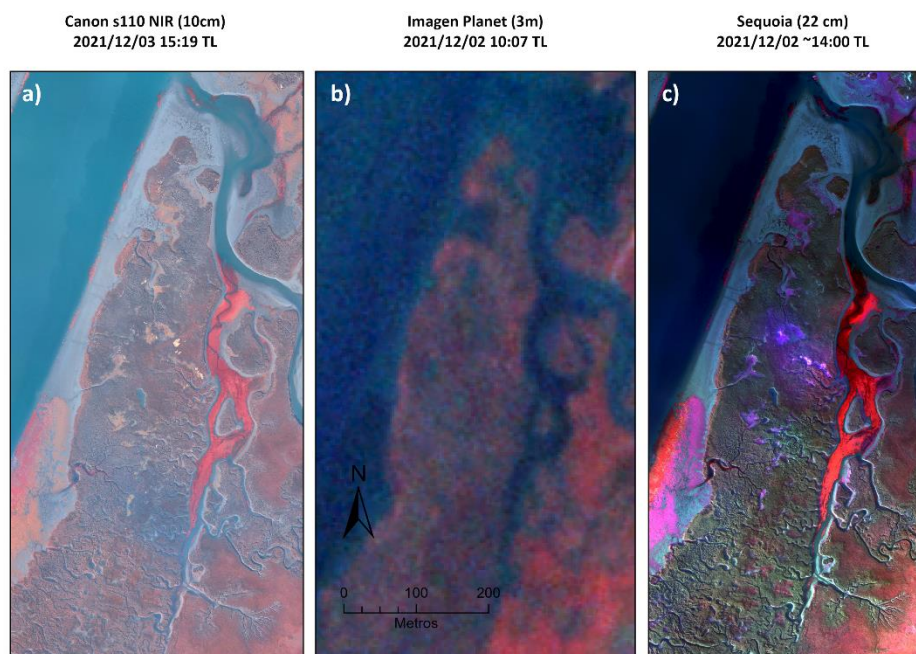


Figura 23. a) Anomalía de vegetación detectada en la imagen en falso infrarrojo del 03 de diciembre de 2021 tomada con la cámara Canon S110 NIR. b) Imagen en falso infrarrojo del 02 de diciembre de 2022 tomada por PlanetScope c) Anomalía de vegetación detectada en la imagen en falso infrarrojo del 02 de diciembre de 2021 tomada con la cámara Sequoia.

A pesar de tener disponibilidad casi diaria de imágenes proporcionadas por la revisita de los satélites de Planet, fue imposible obtener algún registro correspondiente a la segunda mitad del año 2022, entre julio y diciembre. Esto dado por no cumplir con las condiciones de una atmosfera libre de nubes y sincronía con las horas de nivel de marea mínima. Este último requisito de marea mínima es fundamental para mapear el intermareal expuesto y el bentos submareal en sitios tan turbios como este, pues, factores como el esparcimiento y reflexión total interna de la luz en los primeros centímetros de la columna de agua evita poder tener un registro de la reflectancia del fondo marino en productos de Planet, como se ha reportado anteriormente en imágenes de PlanetScope, con una baja relación señal/ruido (Wicaksono & Lazuardi, 2018) . Este fue el caso de los resultados obtenidos por la clasificación, la cual arrojó pixeles individuales sobre el canal.

Una tendencia que se puede identificar es que, conforme van pasando las estaciones, se observa un incremento en la cobertura. Mientras que en octubre de 2021 se detectó un área total de *Zostera marina* de 23 hectáreas, en abril de 2022 se obtuvo un área de 64 hectáreas y en la de 19 de junio de 2022 el área fue de 55 hectáreas. Se observa que, en la parte del extremo sur del estero, en la cabeza, se reporta presencia de *Zostera marina* a partir de febrero de 2022, mientras que, en las visitas a campo realizadas en otoño de 2021, en estas zonas se observaba ausencia de *Zostera marina*, y en vez de esta planta cubierta de *Ulva spp* (Figura 24), la cual, en posteriores visitas a campo, ha disminuido su presencia. Este es un ejemplo claro de que la cobertura por parte de macroalgas es un impacto hacia el ecosistema, pues es una causa de perdida de hábitats y nichos por parte del pasto marino, como ha sido reportado anteriormente, debiéndose principalmente a eutrofización y disminución de la luz disponible para fotosíntesis (Hauxwell et al., 2001). Es de notar que en registros previos a este trabajo no se había reportado presencia de *Zostera marina* en esta zona, sentando un precedente para futuros monitoreos.

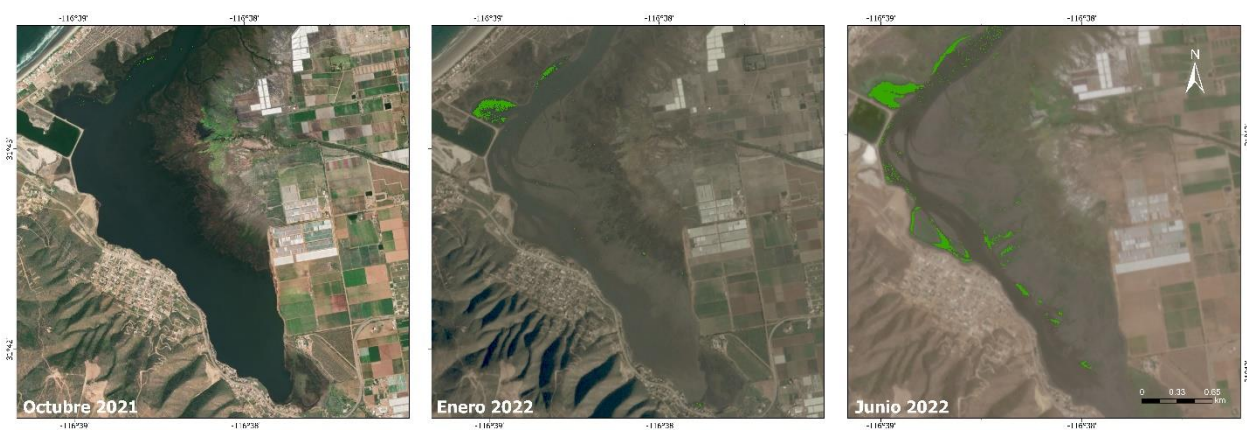


Figura 24. Cabeza del Estero ubicada en el extremo sur a lo largo del periodo de registro. En este sitio incrementó la cobertura de *Zostera marina* entre octubre de 2021 y junio de 2022.

En este sentido, al encontrar *Ulva spp.* expuesta sobre el suelo, se observó que la apariencia del color es muy similar a la observada en *Zostera marina*. Esto hizo suponer que se podría presentar una menor exactitud en el modelo de clasificación de cubiertas, al confundir el algoritmo ambas especies. Sin embargo, al obtener un valor tan bajo, cercano a cero, del Coeficiente de Correlación de Concordancia de Lin (ρ_c), en conjunto con los resultados obtenidos, se puede afirmar que ambas especies son diferentes espectralmente.

Cabe destacar que este estudio de la diferencia estadística de la reflectancia a través de calcular ρ_c , fue pertinente debido a que no se han encontrado datos disponibles de reflectancia a través de espectrometría de *Zostera marina* y *Ulva spp.* Esto abre la puerta a nuevas áreas de estudio en el Estero de Punta Banda, dado que la información de la respuesta espectral de las diversas especies vegetales podría dar mayor entendimiento y exactitud de los modelos de distribución de especies, especialmente con la ayuda de nuevas tecnologías de registros hiperespectrales.

A pesar de que solo en el ortomosaico de mayo de 2022 se agregó el DSM a la clasificación, este presenta las características del relieve de los sitios descubiertos por el agua. En este sentido, al no ser capturado en una sola toma el ortomosaico, el movimiento del agua causado por las corrientes, así como la variabilidad del nivel del mar en todo el intervalo de tiempo que duraron los vuelos, la sección del modelo sobre el canal no es un resultado confiable. Sin embargo, al recortar y borrar este segmento del DSM, con la huella del cuerpo de agua del 23 de abril de 2022 correspondiente a una imagen de marea mínima, el producto final se vuelve bastante fiable.

De igual manera, se considera que el DSM es una contribución importante de este trabajo pues es información relevante para los interesados en el relieve alrededor del EPB, pues pueden resultar en estudios de impacto del cambio climático como el ascenso del nivel del mar. Por tal motivo, incluimos esta sección para que no pase desapercibido el DSM generado en este trabajo.

Es importante recalcar que el DSM generado a 50 cm de resolución, es el producto con mayor detalle topográfico existente para el EPB. El siguiente DSM con mejor resolución, son los modelos de relieve continental que genera el INEGI a 5m a partir de tecnologías LiDAR y fotogrametría satelital. En la Figura 25 se muestra un comparativo del DSM de INEGI de 5m contra el calculado en esta tesis de 50cm. Este último tiene 100 veces mayor detalle. Los huecos en el DSM degenerado en esta tesis, se debe a que estaban cubiertos con agua al momento de la toma de las fotografías y por lo tanto no se generó la nube de puntos.

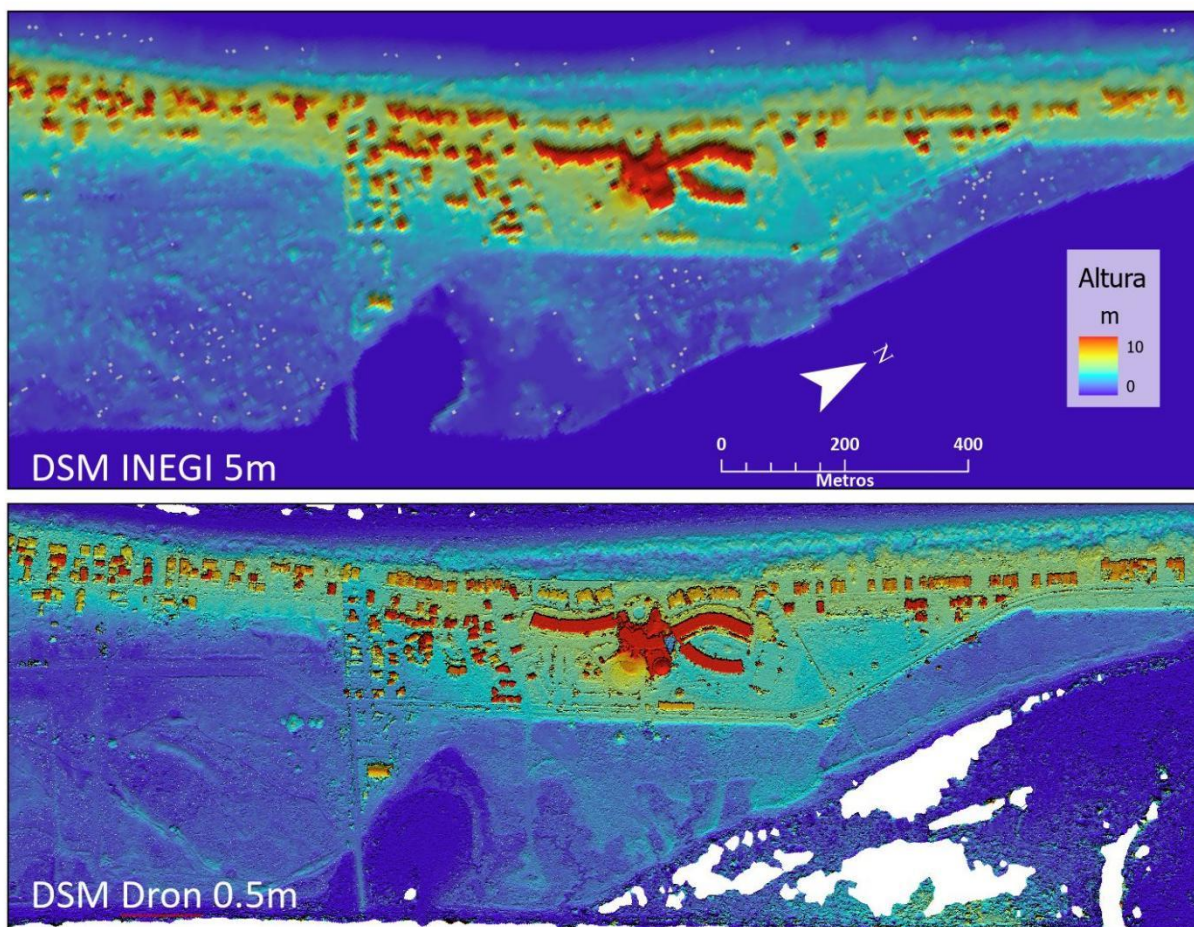


Figura 25. Comparativo de modelo digital de superficie (DSM) del INEGI 5m vs el modelo calculado en esta tesis con 50cm de resolución.

A pesar de tener tan altos valores de exactitud total y valor κ en todas las clasificaciones, se detectaron polígonos de *Zostera marina* en sitios donde se reconoce que no alcanza el nivel de agua a cubrir de manera continua, dentro de los polígonos reconocidos como marisma con plantas características de este tipo de ecosistema como *Spartina spp.* o *Salicornia spp.*, sitios altos en la topografía del área circundante al canal, lo cual imposibilitaría el crecimiento de *Z. marina*. Por ende, se puede concluir como una mala clasificación por parte del algoritmo de vegetación con respuestas espectrales similares a *Zostera marina*. Sin embargo, son sitios que podrían ser de interés en monitoreos y visitas a campo futuras.

Al examinar las zonas de probabilidad de *Zostera marina* con valores de $1/6$ y $2/6$, se observan que son píxeles aislados, los cuales se encuentran sobre la parte más profunda del canal la cual se sabe que incide alto ruido en las imágenes satelitales de Planet (Traganos et al., 2017; Wicaksono & Lazuardi, 2018); así

como también se observan estos píxeles en las partes más altas, consideradas como marisma. Estos se pueden llegar a considerar errores por parte de la clasificación en alguna de las imágenes. De igual manera, se puede interpretar a sitios con probabilidad moderada de 3/6 o 4/6 como sitios donde el crecimiento de *Zostera marina* presenta alta dinámica temporal (Krause et al., 2021). Por otro lado, los píxeles con la mayor probabilidad de 9/9 son sitios con la mayor persistencia estacional de *Zostera marina*. En este sentido, se observa que, dado que los píxeles con probabilidad baja que se encuentran en el canal principal, la parte más sumergida, y se consideran error, la estimación como *Zostera marina* verdadera podría estarse subestimando, debido a que la alta turbidez no permite observar y registrar toda esa vegetación que se encuentra sumergida por la columna de agua.

Si bien, al reportar el valor del área con, al menos probabilidad moderada, se disminuye el error de la estimación del área total, al eliminar los sitios que se pudieran considerar como errores de la clasificación pues se encuentran en partes altas que en realidad se reconocen como marisma, así como borrar los píxeles individuales y aquellos que son causados por errores en los sensores. También se están borrando los píxeles que se reportaron en las clasificaciones donde se observan anomalías de vegetación, los cuales podrían ser sitios donde hay presencia de *Zostera marina* incipiente, como son los sitios de interés detectados en las imágenes de junio, en las cuales se observa *Zostera marina* al sur del Estero, sitio donde nunca se había observado presencia de *Zostera marina*.

Según el servicio geológico de Estados Unidos (Fallas, 2002) la exactitud global debería ser a lo menos, del 85%. En este trabajo se obtuvieron valores mayores a este, lo cual nos habla de la confiabilidad de los resultados, descartando sitios específicos que se han reconocido como otro tipo de vegetación.

Debido a la baja resolución de los satélites públicos, y la pequeña extensión de los parches, es necesario realizar muestreos aéreos con dron de forma más regular, periódica, o de ser posible, con la nueva tecnología de registro hiperspectral de la NASA, MAXAR, entre otros. También es importante realizar campañas de registro de productos de ecosistemas de importancia como es el estero, procurando hacerlo en las mareas más bajas, cuando la zona intermareal este expuesta, para así poder detectar la alta variabilidad espacio temporal de los pastos marinos.

En un trabajo a futuro, es pertinente trabajar sobre la presencia de *Zostera marina* en el submareal por medio de cámaras submarinas o vehículos operados remotamente (ROV). De igual manera, incorporar registros de dron multirrotor en mareas muy bajas colectados anteriormente por el grupo de trabajo

Watson, Krause e Hinojosa-Corona, así como los registros disponibles por las asociaciones civiles interesadas en el EPB, las cuales que no fueron incorporadas en este trabajo.

De igual manera, sería útil realizar registros de espectroscopia de las diferentes cubiertas, familias y especies presentes en los ecosistemas, con el fin de tener un registro de la diversidad espectral presente como proxy de la biodiversidad y salud del ecosistema.

4.1.2 Estimación de carbono

Se puede observar, en la densidad aparente ρ_A , que existe un gradiente en la composición del suelo a lo largo del estero. Aquí se aprecia que los parches donde se asienta *Zostera marina*, sitios que no presentan diferencias en ρ_A , tienden a conservar la estructura y formar el sustrato del suelo en el que se asientan, lo cual va en concordancia con varios autores (Cotrufo et al., 2015; Piñeiro-Juncal et al., 2022). Eso a comparación del suelo desnudo, el cual presenta una alta variabilidad en las diferentes regiones del estero. Se sugiere que esto puede ser causado a través de la disminución de la dinámica del medio marino (Hansen & Reidenbach, 2012).

Esta diferencia en la estructura del suelo se ve nuevamente reflejada en las mediciones de materia orgánica. Mientras en las áreas vegetadas se observa una variabilidad moderada, principalmente entre los tomados de la parte central del estero contra los tomados en el norte del lado continental y hacia la boca; por otro lado, en las áreas de suelo desnudo se observa una alta variabilidad, la cual se ve acentuada nuevamente entre los núcleos del centro del estero comparados con los del norte.

Dado que el contenido de materia orgánica está relacionado con la entrada de material vegetal en el suelo (Cotrufo et al., 2015), esto nos da un acercamiento a conocer la manera en que se están secuestrando esta materia vegetal. Se observa que los valores de %MO son menores en el suelo del intermareal cercano a la boca del estero, lo cual sugiere que podría estar siendo afectada por la fuerte corriente, así como por las olas, como ha sido reportado con anterioridad. Eso causa el *monami* que es la ondulación de las hojas de *Zostera marina* presentes en esta zona que a su vez tiene un alto número de Reynolds, debido a la poca flotabilidad, alta rigidez y corta longitud de las hojas de los individuos presentes en esta zona, causando vórtices fuertes en la capa de frontera inferior provocando un mayor intercambio de partículas, específicamente de las más pequeñas, incentivando la resuspensión de las mismas en la columna de agua (Vieira et al., 2023). Es de notarse el gradiente estructural y por lo tanto fenotípico que han tenido que

adaptar los pastos para poder asentarse en las zonas con diferentes características hidrológicas a lo largo del estero.

Aunado a todo esto, si bien, la presencia del pasto marino por sí mismo disminuye la velocidad media del flujo y la tensión tangencial cercana al fondo (Hansen & Reidenbach, 2012), las condiciones presentadas en esta zona hacen que la cobertura de *Zostera marina* se vea disminuida (Fonseca & Bell, 1998; Ortiz et al., 2003). Esta disminución por parte de *Zostera marina* en la turbulencia que resuspende las partículas, se ve marcada al comparar la parte vegetada de la no vegetada dentro de la misma zona, como es el caso de la diferencia de %MO en la zona central sobre la barra.

Esta diferencia en la estructura de los parches a lo largo del Estero se ve reflejada nuevamente en el %CO, puesto que se aprecia la diferencia de estos valores entre la parte continental con alta turbulencia contra los de la parte central del estero sobre la barra arenosa. Sin embargo, en las zonas no vegetadas es donde se observa más la variabilidad del %CO, observando la gran diferencia existente entre la parte de la boca con la parte central.

Se puede ver que, aunque la probabilidad de diferencias de %CO entre la zona vegetada contra la no vegetada, a lo largo en todo el estero es baja, cuando se comparan las zonas inmediatamente adyacentes, como es la comparación hecha de las muestras vegetadas contra no vegetadas de la parte central, se encuentran muy altas diferencias de %CO. Esto sugiere que la presencia de *Zostera marina* acrecienta el secuestro de carbono comparado con tener el suelo no vegetado.

El valor de la densidad de carbono orgánico de la columna de sustrato vegetado es comparable con los valores encontrados en otras praderas de *Zostera marina* de clima templado (Krause et al., 2022; Röhr et al., 2018), pero menos que la mitad que los valores reportados en praderas de pastos marinos a escala global (Fourqurean et al., 1997).

Por otro lado, al comparar el valor del stock de carbono entre la parte vegetada de la no vegetada, se observan que no hay diferencia en estos valores a la escala de todo el estero. Este resultado es similar a lo encontrado por Krause et al. (2022) en San Quintín, un humedal de la costa este del Pacífico norte, a unos 160 km al sur de esta área de estudio, sitio con presencia de *Zostera marina*. Sin embargo, se observa que, al haber pequeñas diferencias en el stock de carbono entre la parte vegetada de la no vegetada adyacente en la parte central del estero, sitio con mayor %CO, se mantiene la premisa de que el suelo vegetado contiene más carbono.

Los perfiles de carbono encontrados en las áreas vegetadas de este estudio son del tipo descendiente o en disminución, lo cual podría significar que el ingreso de carbono orgánico ha ido incrementando a través de los años. De igual manera, en una disminución abrupta en función de la profundidad, para luego estabilizarse, se puede implicar que, a cierta profundidad, la tasa de remineralización es muy baja y se puede considerar que a partir de esa profundidad ya se puede considerar como carbono secuestrado permanentemente (Johannessen & Macdonald, 2016).

Por el caso contrario, en los sitios donde el perfil se caracterizó como en aumento, se encuentra en los núcleos muestreados en suelo no vegetado, con un régimen de fuerte actividad hidrodinámica (Ortiz et al., 2003), como se puede observar en el mapa de la Figura 37 del Anexo L. Se puede inferir que el ingreso de la materia orgánica ha disminuido a través del tiempo, lo cual se puede deber a una disminución en la cobertura de *Zostera marina* tendiendo a una tasa alta de remineralización (Krause-Jensen et al., 2012). Esta disminución a través del tiempo se puede ver reflejada también en el hecho de que se encontraron grandes cantidades de restos de moluscos en las mayores profundidades, lo cual nos indica de un posible evento de mortandad.

En el caso del perfil categorizado como mixto o mezclado, sin un patrón distintivo, se encuentra en la boca del estero. Allí se cuenta con un valor del stock de carbono muy bajo, en área no vegetada. Cabe destacar que esta zona es caracterizada por estar constituida principalmente por un sustrato de tipo arenoso, lo cual es una consecuencia del fuerte flujo advectivo del medio, como se puede observar en la Figura 37 del Anexo L, y por consiguiente sugiere que representan una alta remineralización (Röhr et al., 2018) .

Cabe destacar la alta replicabilidad que se ha conseguido al contar con la regresión lineal de %CO en función del %MO. Con este resultado, se tiene caracterizado el comportamiento del carbono en el EPB, lo cual permitiría mantener un monitoreo de las condiciones del suelo, tan importante para los ecosistemas, los humanos y la vida en general.

Publicaciones recientes reportan una alta concentración de bacterias coliformes y enterococos en el arroyo San Carlos de Ensenada (García & El Imparcial, 2023; Sánchez & El Vigía, 2023) , rebasando los límites permisibles de contaminantes establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021. Este cuerpo de agua tiene como zona de descarga el Estero de Punta Banda, más específico, en la zona que se reporta en este trabajo sobre la parte continental al noreste del canal principal, la cual reporta una alta remineralización.

De igual manera, se observa en las imágenes, al sureste del Estero, en la parte continental, una cobertura amplia de vegetación, la cual puede ser causada por una eutrofización causada por las descargas de aguas en el arroyo Las Animas por parte de los invernaderos ubicados en el Valle de Maneadero, lo cual da paso a abrir líneas de investigación concernientes a la salud ecosistémica del Estero Punta Banda, para lo cual, las técnicas aplicadas en este trabajo pueden contribuir a estos monitoreos necesarios.

Capítulo 5. Conclusiones

El uso de VANTs para el registro del área permitió obtener imágenes de alta resolución espacial durante mareas bajas, lo cual devela las características más peculiares del sitio, como lo son zonas con vegetación que se vuelven de interés, así como superar los obstáculos encontrados como lo son la disponibilidad de registros en épocas del año con mareas bajas a horas en que no pasan los satélites.

En el caso de las imágenes satelitales de alta resolución espacio temporal como lo son las provistas por la plataforma PlanetScope, fue posible detectar la cobertura total de *Zostera marina*, así como con una alta frecuencia temporal, ofreciendo así una gran colección de registros, lo cual devela tendencias a través de las estaciones.

Con esto se ha podido superar las dificultades impuestas por la naturaleza misma del área de estudio como son las malas condiciones de visibilidad causadas por el agua turbia, la aparición de nubes sobre la escena y la gran extensión del sitio. Sin embargo, aún existen retos para el mapeo más preciso, dado que toda la extensión de *Zostera marina* más profunda en el intermareal es cubierta por la columna de agua turbia, causando subestimaciones; además de los errores causados por los sensores de los sistemas empleados.

El algoritmo de bosque aleatorio fue capaz de separar la cobertura de esta especie, del resto de coberturas, tanto vegetales como de otro tipo, obteniendo altos valores de exactitud, en parte causada por la definición precisa de sitios de presencia de las diferentes coberturas, lo cual genera una alta confianza en los resultados observados.

Dada la importancia ecosistémica que presenta la población de *Zostera marina*, en el estero de Punta Banda, este estudio aporta al conocimiento de la distribución de esta especie, generando así, una línea base para futuras investigaciones. En este sentido, se ha elaborado un algoritmo semiautomatizado para el monitoreo de esta especie en el Estero de Punta Banda a través del espacio y del tiempo. Se observó presencia en zonas donde anteriormente no había registro de su existencia, generando así, nuevos puntos de muestreo y vigilancia, pues, a pesar de que la extensión de la especie no es tan grande, de perderse estos parches, se estaría generando un aporte neto de carbono hacia la atmosfera.

Se observó los efectos que puede haber sobre la población de *Zostera marina* debido a la eutrofización en el estero, causada por el derrame de contaminantes traídos por los arroyos que se conectan a este sitio,

como es el caso de los meses en los cuales se detectó menor cobertura, causada por los florecimientos de la alga *Ulva spp.*

Es de notarse que, con las nuevas tecnologías de la información, algoritmos más desarrollados van apareciendo, los cuales podrían mejorar la exactitud de los modelos de cobertura, facilitando y automatizando el monitoreo de *Zostera marina*.

Al desarrollar un método de muestreo del suelo, a un bajo costo, altamente replicable y que causa un disturbio mínimo en la pradera, así como en el suelo, se ha determinado la concentración, así como el perfil de carbono orgánico de la columna de sustrato. Se ha podido observar una variabilidad en sus propiedades como es la densidad aparente, la concentración de materia orgánica y de carbono orgánico.

Se puede observar heterogeneidad a lo largo del estero, específicamente entre las zonas no vegetadas por *Zostera marina*, tanto de la densidad aparente, materia orgánica y de carbono orgánico. Por el caso contrario, en las zonas vegetadas se observa homogeneidad de las características del suelo, lo cual demuestra la estabilidad que da *Zostera marina*. Todo esto, suma a que la dinámica del flujo de agua, así como otras condiciones están afectando fuertemente al sustrato ante la ausencia del agente estabilizador como es *Z. marina*.

A pesar de que, a lo largo del estero, no se observa que *Zostera marina* esté secuestrando mayor cantidad de carbono orgánico en el sustrato, se observa que, sí es diferente la cantidad al comparar las áreas adyacentes, existiendo una mayor concentración de carbono orgánico en los suelos vegetados por *Zostera marina*, a comparación con el suelo desnudo, con una estimación de $846.5 \pm 112.25 \text{ MgC}$ al tomar en cuenta el área acumulada para zonas con probabilidad moderada, mientras que se obtiene un valor de $4738.782 \pm 683.59 \text{ MgC}$ al considerar toda el área vegetada del Estero al contar en la clasificación de todas las imágenes.

Con todo esto, es imperativo hacer del conocimiento de las autoridades las consecuencias que puede traer la desaparición de las praderas en este sitio, lo cual, aparte de afectar al resto de las especies que dependen de su existencia al ofrecer servicios ecosistémicos como zona de crianza de especies que ahí habitan, que a su vez forman parte de redes tróficas complejas, como es ser alimento de aves que visitan el sitio para su reproducción, también significaría la liberación de una gran cantidad de dióxido de carbono a la atmósfera.

Literatura citada

- Acosta-Ruiz, M. D. J., & Alvarez-Borrego, S. (1974). Distribución superficial de algunos parámetros hidrológicos físicos y químicos, en el Estero de Punta Banda, B.C., en otoño e invierno. *Ciencias Marinas*, 1(1), 16–45. <https://doi.org/https://doi.org/10.7773/cm.v1i1.249>
- Agisoft LLC. (2022). *Agisoft Metashape* (1.8.2). [Software de cómputo] <https://www.agisoft.com/>
- Arber, A. (2010). *Water plants. A study of aquatic angiosperms*. Cambridge University Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/106462a0>
- Arroyo-Arroyo, Y., & Núñez-Moncayo, Z. G. (2019). CO2 y aguas oceánicas: una relación tóxica. *Saber Más*, 32. https://www.sabermas.umich.mx/revistas/no_43/index.html#p=1
- Beer, S. (1998). The acquisition of inorganic carbon in marine macrophytes. *Israel Journal of Plant Sciences*, 46(2), 83–87. <https://doi.org/10.1080/07929978.1998.10676714>
- Boca, T., & Rodríguez, G. (2012). *Métodos estadísticos de la evaluación de la exactitud de productos derivados de sensores remotos*. [Archivo PDF] Instituto de Clima y Agua, INTA Castelar.
- Boldt-Christmas, L. (2020). *Polar and sun-synchronous orbit*. ESA. [https://www.esa.int/ESA_Multimedia/Images/2020/03/Polar_and_Sun-synchronous_orbit#:~:text=Sun%2Dsynchronous%20orbit%20\(SSO\),position%20relative%20to%20the%20Sun](https://www.esa.int/ESA_Multimedia/Images/2020/03/Polar_and_Sun-synchronous_orbit#:~:text=Sun%2Dsynchronous%20orbit%20(SSO),position%20relative%20to%20the%20Sun) .
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Burrows, M. T., Schoeman, D. S., Buckley, L. B., Moore, P., Poloczanska, E. S., Brander, K. M., Brown, C., Bruno, J. F., Duarte, C. M., Halpern, B. S., Holding, J., & Kappel, C. V. (2011). The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, 334(November), 652–656. <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.1210288>
- Cabello-Pasini, A., Lara-Turrent, C., & Zimmerman, R. C. (2002). Effect of storms on photosynthesis, carbohydrate content and survival of eelgrass populations from a coastal lagoon and the adjacent open ocean. En *Aquatic Botany* (Vol. 74). [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00076-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00076-1)
- Casal, R. F., Bouzas, J. C., & Oviedo De La Fuente, M. (2021). *Aprendizaje estadístico*. [Artículo de conferencia] https://rubenfcasal.github.io/aprendizaje_estadistico/aprendizaje_estadistico.pdf
- CEC. (2016). *North America's blue carbon: Assessing seagrass, salt marsh and mangrove distribution and carbon sinks project report Commission for Environmental Cooperation*. Commission for Environmental Cooperation. www.cec.org
- Cho, H. J., Mishra, D., & Wood, J. (2012). *Remote sensing of submerged aquatic vegetation*. www.intechopen.com

- Cotrufo, M. F., Soong, J. L., Horton, A. J., Campbell, E. E., Haddix, M. L., Wall, D. H., & Parton, W. J. (2015). Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 8(10), 776–779. <https://doi.org/10.1038/ngeo2520>
- Cox, P. A., Tomlinson, P. B., & Nieznanski, K. (1992). Hydrophilous pollination and reproductive morphology in the seagrass *Phyllospadix scouleri* (Zosteraceae). *Plant Systematics and Evolution*, 180, 65–75. <https://www.jstor.org/stable/23674719>
- Crowley, T. J. (2000). Causes of climate change over the past 1000 years. *Science*, 289(5477), 270–277. <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.270>
- Davie, A., Kartmann, K., Timms, G., de Groot, M., & McCulloch, J. (2008, septiembre 15). Benthic habitat mapping with autonomous underwater vehicles. *OCEANS 2008*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1109/OCEANS.2008.5151927>
- Den Hartog, C., & Kuo, J. (2007). Taxonomy and biogeography of seagrasses. En A. W. D. Larkum, R. J. Orth, & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 1–23). Springer. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_1
- Ellison, A. M. (1996). An introduction to bayesian inference for ecological research and environmental decision-making. En *Ecological Applications* (Vol. 6, Número 4). <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/2269588>
- EMLID. (2023). *REACH RS+*. [Software de cómputo] <https://emlid.com/reachrs/>
- Erudel, T., Fabre, S., Houet, T., Mazier, F., & Briottet, X. (2017). Criteria comparison for classifying peatland vegetation types using In situ hyperspectral measurements. *Remote Sensing*, 9(7). <https://doi.org/10.3390/rs9070748>
- FAO, & ITPS. (2020). *Global soil organic carbon map V1.5: Technical report*. <https://doi.org/https://doi.org/10.4060/ca7597en>
- Feely, R. A., Doney, S. C., & R., C. S. (2009). Ocean acidification: Present conditions and future changes in a high-CO₂ world. *Oceanography*, 22(4), 36–47. <https://doi.org/https://doi.org/10.5670/oceanog.2009.95>
- Ferreira, C., Horta, P. A., Almeida, G. M., Zitta, C. S., & Oliveira, E. D. M. (2015). Anatomical and ultrastructural adaptations of seagrass leaves : an evaluation of the southern Atlantic groups. *Protoplasma*, 252(1), 3–20. <https://doi.org/10.1007/s00709-014-0661-9>
- Fonseca, M. S., & Bell, S. S. (1998). Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 171, 109–121. <https://www.jstor.org/stable/24831728>
- Fourqurean, J. W., Moore, T. O., Fry, B., & Hollibaugh, J. T. (1997). Spatial and temporal variation in C:N:P ratios, $\delta^{15}\text{N}$, and $\delta^{13}\text{C}$ of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 157. <https://doi.org/10.3354/meps157147>
- Gamble, C., & Debney, A. (2021). *Seagrass restoration handbook: UK & Ireland*. <https://catchmentbasedapproach.org/learn/seagrass-restoration-handbook/>

- Gandhi, U. (2021). *End-to-end Google Earth Engine course*. Spatial Thoughts <https://courses.spatialthoughts.com/end-to-end-gee.html>
- García, J., & El Imparcial. (2023, mayo 29). Profepa abre investigación por contaminación en el Arroyo San Carlos en Ensenada. *Profepa abre investigación por contaminación en el Arroyo San Carlos en Ensenada*. <https://www.elimparcial.com/tijuana/ensenada/Profepa-abre-investigacion-por-contaminacion-en-el-Arroyo-San-Carlos-en-Ensenada-20230529-0019.html>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Green, E. P., & Short, F. T. (2003). *World atlas of seagrasses*. University of California Press.
- Hansen, J. C. R., & 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. <https://doi.org/10.3354/meps09225>
- Hauxwell, J., Cebrián, J., Furlong, C., & Valiela, I. (2001). Macroalgal canopies contribute to eelgrass (*Zostera marina*) decline in temperate estuarine ecosystems. *Ecology*, 82(4), 1007–1022. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1007:mcctez\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1007:mcctez]2.0.co;2)
- Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. En *Journal of Paleolimnology* (Vol. 25). <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>
- Hemminga, M., & Duarte, C. M. (1999). *Seagrass ecology*. Cambridge University Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/CBO9780511525551>
- Hogarth, P. J. (2015). *The biology of mangroves and seagrasses* (3rd ed.). Oxfors University Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198716549.001.0001>
- 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 seagrass meadows. En J. Howard, S. Hoyt, K. Isensee, M. Telszewski, & E. Pidgeon (Eds.), *Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO*. International Union for Conservation of Nature. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372868>
- INEGI. (2015). Modelos Digitales de Elevación (MDE). *Instituto Nacional de Estadística y Geográfica*. <https://www.inegi.org.mx/>
- Jafarbiglu, H., & Pourreza, A. (2023). Impact of sun-view geometry on canopy spectral reflectance variability. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 196, 270–286. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2022.12.002>
- JASP Team. (2023). *JASP* (0.17). [Software de cómputo] <https://jasp-stats.org/>
- Jiang, Z., Huete, A. R., Didan, K., & Miura, T. (2008). Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment*, 112(10), 3833–3845. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.006>

- Johannessen, S. C., & Macdonald, R. W. (2016). Geoengineering with seagrasses: Is credit due where credit is given? *Environmental Research Letters*, 11(11). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113001>
- Keddy, P. A. (2010). Wetland ecology: Principles and conservation. En *The Journal of Applied Ecology* (2a ed., Vol. 21, Número 1). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.2307/2403065>
- Kindeberg, T., Röhr, E., Moksnes, P. O., Boström, C., & Holmer, M. (2019). Variation of carbon contents in eelgrass (*Zostera marina*) sediments implied from depth profiles. *Biology Letters*, 15(6). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0831>
- Krause, J. R., Hinojosa-Corona, A., Gray, A. B., Herguera, J. C., McDonnell, J., Schaefer, M. V., Ying, S. C., & Watson, E. B. (2022). Beyond habitat boundaries: Organic matter cycling requires a system-wide approach for accurate blue carbon accounting. *Limnology and Oceanography*, 67(S2), S6–S18. <https://doi.org/10.1002/lno.12071>
- Krause, J. R., Hinojosa-Corona, A., Gray, A. B., & Watson, E. B. (2021). Emerging sensor platforms allow for seagrass extent mapping in a turbid estuary and from the meadow to ecosystem scale. *Remote Sensing*, 13(18), 1–15. <https://doi.org/10.3390/rs13183681>
- Krause-Jensen, D., Markager, S., & Dalsgaard, T. (2012). *Benthic and pelagic primary production in different nutrient regimes* (Vol. 35, Número 2). <https://www.jstor.org/stable/41486648>
- Krause-Jensen, D., Middelboe, A. L., Sand-Jensen, K., & Christensen, P. B. (2000). *Eelgrass, Zostera marina, growth along depth gradients: Upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool* (Vol. 91, Número 2). <https://www.jstor.org/stable/3547544>
- Kriegler, F. ~J., Malila, W. ~A., Nalepka, R. ~F., & Richardson, W. (1969). Preprocessing transformations and their effects on multispectral recognition. *Remote Sensing of Environment*, VI, 97.
- Laurentius Nielsen, S., Sand-Jensen, K., Borum, J., & Geertz-Hansen, O. (2002). Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in danish coastal waters. En *Estuarine Research Federation Estuaries* (Vol. 25, Número 5). <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF02691349>
- Lee, S. Y., Kim, J. B., & Lee, S. M. (2006). Temporal dynamics of subtidal *Zostera marina* and intertidal *Zostera japonica* on the southern coast of Korea. *Marine Ecology*, 27(2), 133–144. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00089.x>
- Les, D. H., Cleland, M. A., & Waycott, M. (1997). Phylogenetic studies in Alismatidae , II : Evolution of marine angiosperms (Seagrasses) and hydrophily. *Systematic Botany*, 22(3), 443–463. <https://www.jstor.org/stable/2419820>
- Lin, L., Hedayat, A. S., Sinha, B., & Yang, M. (2002). Statistical methods in assessing agreement: Models, issues, and tools. *Journal of the American Statistical Association*, 97(457), 257–270. <https://doi.org/10.1198/016214502753479392>
- Malhi, Y., Franklin, J., Seddon, N., Solan, M., Turner, M. G., Field, C. B., & Knowlton, N. (2020). Climate change and ecosystems: Threats, opportunities and solutions. En *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* (Vol. 375, Número 1794). Royal Society Publishing. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0104>

- Mann, K. H., & Lazier, J. R. N. (2006). *Dynamics of marine ecosystems* (3rd ed.). Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781118687901>
- Martínez-Ríos-Del-Río, L. (2005). *Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR)*. [Archivo PDF] <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1604RIS.pdf>
- McLusky, D. S., & Elliot, M. (2004). *The estuarine ecosystem* (3a ed.). Oxford University Press. <https://doi.org/10.2307/2403400>
- Meling-López, A. E., Ibarra-Obando, S. E., de la Cueva, H., Ortega-Romero, P., & Navarro-Verdugo, A. L. (2021). Effect of depth gradient and temperature on zosteria marina vegetative and reproductive phenology in the first year of the 1997–1998 el niño. *Ciencias Marinas*, 47(1). <https://doi.org/10.7773/cm.v47i1.3101>
- Mudge, S. M., Icelly, J. D., & Newton, A. (2008). Residence times in a hypersaline lagoon: Using salinity as a tracer. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77(2). <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.09.032>
- Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., & Wulder, M. A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. En *Remote Sensing of Environment* (Vol. 148, pp. 42–57). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Ortiz, M., Huerta-Tamayo, L., & Hinojosa, A. (2003). Transporte de sedimento por tracción de marea en el Estero de Punta Banda, Baja California, México. *GEOS*, 23(3), 283–294. <http://www.ugm.org.mx/publicaciones/geos/pdf/geos03-3/Ortiz.pdf%5Cnpapers2://publication/uuid/B5742F6A-5D11-4C8A-9453-1717047A9454>
- Parrot. (2017). *SEQUOIA*. <https://www.parrot.com/en/support/documentation/sequoia>
- Perillo, G. M. E., Wolanski, E., Cahoon, D. R., & Brinson, M. M. (2009). *Coastal wetlands*. Elsevier.
- Piñeiro-Juncal, N., Serrano, O., Mateo, M. Á., Diaz-Almela, E., Leiva-Dueñas, C., & Martínez-Cortizas, A. (2022). Review of the physical and chemical properties of seagrass soils. *Geoderma*, 428. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116219>
- Pix4D S.A. (2021). *Pix4D*. [Software de cómputo] <https://www.pix4d.com/>
- Planet Team. (2017). *Planet application program interface: In space for life on Earth*. <https://api.planet.com>
- Potouroglou, M., Whitlock, D., Milatovic, L., MacKinnon, G., Kennedy, H., Diele, K., & Huxham, M. (2021). The sediment carbon stocks of intertidal seagrass meadows in Scotland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 258, 107442. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107442>
- Pritchard, D. W., De La Paz-Vela, R., Cabrera-Muro, H., Farreras-Sanz, S., & Morales, E. (1978). Hidrografía física del Estero de Punta Banda parte I: Análisis de datos. *Ciencias Marinas*, 5(2), 1–23. <https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1007/1968/1/77041.pdf>
- Procaccini, G., Beer, S., Björk, M., Olsen, J., Mazzuca, S., & Santos, R. (2012). Seagrass ecophysiology meets ecological genomics: Are we ready? En *Marine Ecology* (Vol. 33, Número 4, pp. 522–527). <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2012.00518.x>

- R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. <https://www.R-project.org/>
- Ramsar. (1971). Ficha informativa: *La Convención de Ramsar: ¿de qué se trata?* 1–2. RAMSAR. https://www.ramsar.org/sites/default/files/fs_6_ramsar_convention_sp_0.pdf
- REDMAR. (2011). *MAR* (1.0). [Conjunto de datos] <http://redmar.cicese.mx/>
- REGNOM. (2017). *Red Géodesica del Noroeste de México*. Departamento de Sismología del Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. <http://regnom.cicese.mx>
- Ricart, A. M., York, P. H., Bryant, C. V., Rasheed, M. A., Ierodionou, D., & Macreadie, P. I. (2020). High variability of Blue Carbon storage in seagrass meadows at the estuary scale. *Scientific reports*, 10(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62639-y>
- Riosmena-Rodriguez, R., Manuel López-Calderon, J., Manuel, J., Vivas, L., Carlos, S., Ortiz, G. H., Carmona, G., González Barba, M., En, C. L., Santamaria, H., & Carmen Mendez, T. (2011). *Critical areas for Eelgrass *Zostera marina* conservation in laguna San Ignacio, Baja California Sur*.
- Robbins, B. D., & Bell, S. S. (1994). Seagrass landscapes: a terrestrial approach to the marine subtidal environment. *Trends in Ecology*, 9(8), 301–304. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90041-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90041-8)
- Roberts, D. G., McComb, A. J., & Kuo, J. (1984). The structure and continuity of the lacunar system of the Seagrass *Halophila ovalis* (R. Br.) Hook F. (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*, 18, 377–388. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3770\(84\)90058-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-3770(84)90058-5)
- Röhr, M. E., Holmer, M., Baum, J. K., Björk, M., Chin, D., Chalifour, L., Cimon, S., Cusson, M., Dahl, M., Deyanova, D., Duffy, J. E., Eklöf, J. S., Geyer, J. K., Griffin, J. N., Gullström, M., Hereu, C. M., Hori, M., Hovel, K. A., Hughes, A. R., ... Boström, C. (2018). Blue carbon storage capacity of temperate eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 32(10), 1457–1475. <https://doi.org/10.1029/2018GB005941>
- Salazar Barrios, A. (2015). *Simulación de la tasa de crecimiento foliar de una pradera de *Zostera marina* L. en el estero de Punta Banda, Ensenada Baja California, México*. [Tesis de Maestría en Ciencias, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California.].
- Salinas-Matus, H. (2019). *Simulación dinámica de una pradera de *Zostera marina**. [Tesis de Maestría en Ciencias, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California.].
- Sánchez, G., & El Vigia. (2023, mayo 16). Denuncian ante Profepa contaminación de arroyo - Periódico El Vigia. *Denuncian ante Profepa contaminación de arroyo - Periodico El Vigia*. <https://www.elvigia.net/general/2023/5/16/denuncian-ante-profepa-contaminacion-de-arroyo-417755.html?fbclid=IwAR2VgoxU7MRJKPCLzaCZmwYsDbGgCiYX2NlkqauhcykcWx-Ua3wGneDRJYw>
- Sand-Jensen, K., Revsbech, N. P., & Jorgensen, B. B. (1985). Microprofiles of oxygen in epiphyte communities on submerged macrophytes. *Marine Biology*, 89, 55–62. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00392877>

- Sarmiento, J. L., & Gruber, N. (2006). *Ocean biogeochemical dynamics*. Princeton University Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/j.ctt3fgxqx>
- Schleussner, C. F., Rogelj, J., Schaeffer, M., Lissner, T., Licker, R., Fischer, E. M., Knutti, R., Levermann, A., Frieler, K., & Hare, W. (2016). Science and policy characteristics of the Paris Agreement temperature goal. *Nature Climate Change*, 6(9), 827–835. <https://doi.org/10.1038/nclimate3096>
- Sensefly. (2018). *eBee Plus Drone User Manual*. [Aparato y software] <http://www.uavsensefly.cl/abee-plus/>
- SenseFly. (2023). *CANON S110 NIR*. [Aparato] <http://www.uavsensefly.cl/abee-plus/>
- Smith, S. V. (1981). Marine macrophytes as a global carbon sink. *Science*, 211(4484), 838–840. <https://doi.org/10.1126/science.211.4484.838>
- Sordillo, L. A., Pu, Y., Pratavieira, S., Budansky, Y., & Alfano, R. R. (2014). Deep optical imaging of tissue using the second and third near-infrared spectral windows. *Journal of Biomedical Optics*, 19(5), 056004. <https://doi.org/10.1117/1.jbo.19.5.056004>
- Topcon. (2011). *GR-5 Operator's manual*. <https://www.topconpositioning.com/support/products/gr-5>
- Traganos, D., Cerra, D., & Reinartz, P. (2017). Cubesat-derived detection of seagrasses using planet imagery following unmixing-based denoising: Is small the next big? *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 42(1W1), 283–287. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-1-W1-283-2017>
- Van Thinh, T., Duong, P. C., Nasahara, K. N., & Tadono, T. (2019). How does land use/land cover map's accuracy depend on number of classification classes? *Scientific Online Letters on the Atmosphere*, 15, 28–31. <https://doi.org/10.2151/SOLA.2019-006>
- Vieira, G. S., Allshouse, M. R., & Mahadevan, A. (2023). Seagrass deformation affects fluid instability and tracer exchange in canopy flow. *Scientific reports*, 13(1), 3910. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-30401-9>
- Watson, E. B., & Hinojosa-Corona, A. (2018). Assessment of blue carbon storage by baja California (Mexico) tidal wetlands and evidence for wetland stability in the face of anthropogenic and climatic impacts. *Sensors (Switzerland)*, 18(1), 1–17. <https://doi.org/10.3390/s18010032>
- Waycott, M., Procaccini, G., Les, D. H., & Reusch, T. B. H. (2006). Seagrass evolution, ecology and conservation: a genetic perspective. En A. W. D. Larkum, R. J. Orth, & C. M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 25–50). Springer. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_2
- Wicaksono, P., & Lazuardi, W. (2018). Assessment of PlanetScope images for benthic habitat and seagrass species mapping in a complex optically shallow water environment. *International Journal of Remote Sensing*, 39(17), 5739–5765. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1506951>
- World Health Organization. (2021). *COP26 Special report on climate change and health: The health argument for climate action*.
- Xu, M. (2016, septiembre 9). *Exponential model fitting*. <https://rpubs.com/mengxu/exponential-model>

Anexos

Anexo A

Tabla 18. Metadatos de las imágenes tomadas por VANT de ala fija eBee+.

Fecha	02/Diciembre/2021	03/Diciembre/2021	19/Mayo/2022	20/Mayo/2022
Número de Fotos	2310	913	1711	865
Cámara	Sequoia	CANON S110 NIR	CANON S110 NIR	CANON S110 NIR
Resolución	22 cm/pixel	9 cm/pixel	10 cm/pixel	10 cm/pixel
Altitud	216 m	286 m	286 m	286 m
Área Cubierta	14.6 km ²	9.34 km ²	16.96 km ²	9.876 km ²
Puntos de Control Terrestre	12	12	16	16
Traslape Longitudinal	80%	75%	75%	75%
Traslape Lateral	60%	70%	70%	70%
Número de Vuelos	6	4	5	4
Hora de Inicio	11:25	13:17	06:15	07:08
Hora de Terminó	15:40	16:40	11:10	09:00
Nivel de Marea Mínimo (BMI)	-24 cm	-40 cm	-35 cm	-25 cm
Zona del EPB	Norte	Norte	Norte	Sur

Anexo B

Tabla 19. Bandas espectrales y resolución de las plataformas satelitales Planet y Sentinel-2.

Orden de la Banda	Rango Espectral	Resolución
Planet 4 Bandas		
B1 – Azul	465 – 515 nm	3 m
B2 – Verde	547 – 585 nm	3 m
B3 – Rojo	650 – 680 nm	3 m
B4 – Infrarrojo Cercano	845 – 885 nm	3 m
Planet 8 Bandas		
B1 – Aerosol de Costa	431 – 452 nm	3 m
B2 – Azul	465 – 515 nm	3 m
B3 – Verde 1	513 – 549 nm	3 m
B4 – Verde	547 – 583 nm	3 m
B5 – Amarillo	600 – 620 nm	3 m
B6 – Rojo	650 – 680 nm	3 m
B7 – Límite del Rojo	697 – 713 nm	3 m
B8 – Infrarrojo Cercano	845 – 885 nm	3 m
Sentinel 2		
B1 – Aerosol de Costa	433 – 453 nm	60 m
B2 – Azul	458 – 523 nm	10 m
B3 – Verde	543 – 578 nm	10 m
B4 – Rojo	650 – 680 nm	10 m
B5 – Límite del Rojo	698 – 713 nm	20 m
B6 – Límite del Rojo	733 – 748 nm	20 m
B7 – Límite del Rojo	773 – 793 nm	20 m
B8 – Infrarrojo Cercano	785 – 899 nm	10 m
B8A – Límite del Rojo	855 – 875 nm	20 m
B9 – Vapor de Agua	935 – 955 nm	60 m
B11 – Infrarrojo de Onda Corta	1565 – 1655 nm	20 m
B12 – Infrarrojo de Onda Corta	2100 – 2280 nm	20 m

Anexo C

El código en Javascript empleado en la plataforma Google Earth Engine para en análisis de las imágenes tomada por VANT y de la plataforma PlanetScope, se puede encontrar siguiendo el DOI:

DOI [10.5281/zenodo.8133693](https://doi.org/10.5281/zenodo.8133693)

Anexo D

Definición de Polígono de Clasificación

Con el objetivo de disminuir el número de diferentes cubiertas presentes en la escena, de tal manera que el algoritmo de clasificación separe en menos clases los diferentes píxeles, se ha recortado la imagen al polígono de mayor área de todos los polígonos definidos por los píxeles que posean un valor de la banda NIR por debajo un valor umbral. Este es debido a que el agua absorbe gran cantidad de la radiación correspondiente a este segmento del espectro electromagnético (740 ~ 2500nm) (Davie et al., 2008; Sordillo et al., 2014) . Para ello se siguió el flujo de trabajo mostrado en la Figura 26

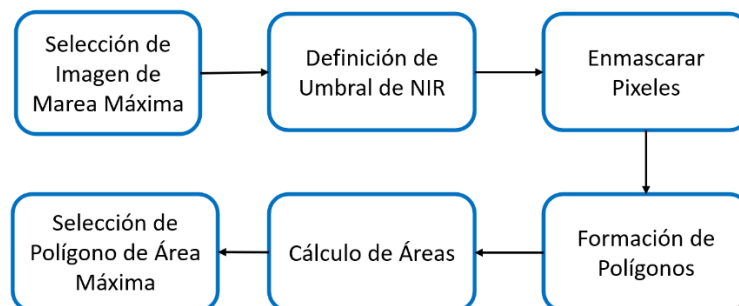


Figura 26. Flujo de trabajo para definir el polígono de marea máxima.

Primero se buscó en las tablas de marea proporcionadas por (REDMAR, 2011), el día que la marea alcanzó uno de sus valores máximos en todo el ciclo lunar del año 2022 alrededor de las 11:00 hrs. local, hora en que pasan los satélites de Planet. Se encontró el día 05 de enero de 2022, día en que la marea tomó un valor máximo de 1.817 m sobre la BMI. Se buscó la respectiva imagen tomada por la plataforma PlanetScope en este día. Se subió a la plataforma de cómputo en la nube Google Earth Engine. A través de explorar visualmente los valores de reflectancia de la banda NIR, se definió un valor umbral de reflectancia de 950, dado que todos los píxeles identificados como agua toman un valor de esta banda NIR menor a este umbral. Posteriormente se usó una máscara para cubrir todos los píxeles que sobrepasan este valor. Después se formaron polígonos que encierran a todos los píxeles que quedaron sin enmascarar. A todos estos polígonos se les calculó el área y se seleccionó aquel que se encontró que tiene la mayor área de todos los polígonos.

Anexo E

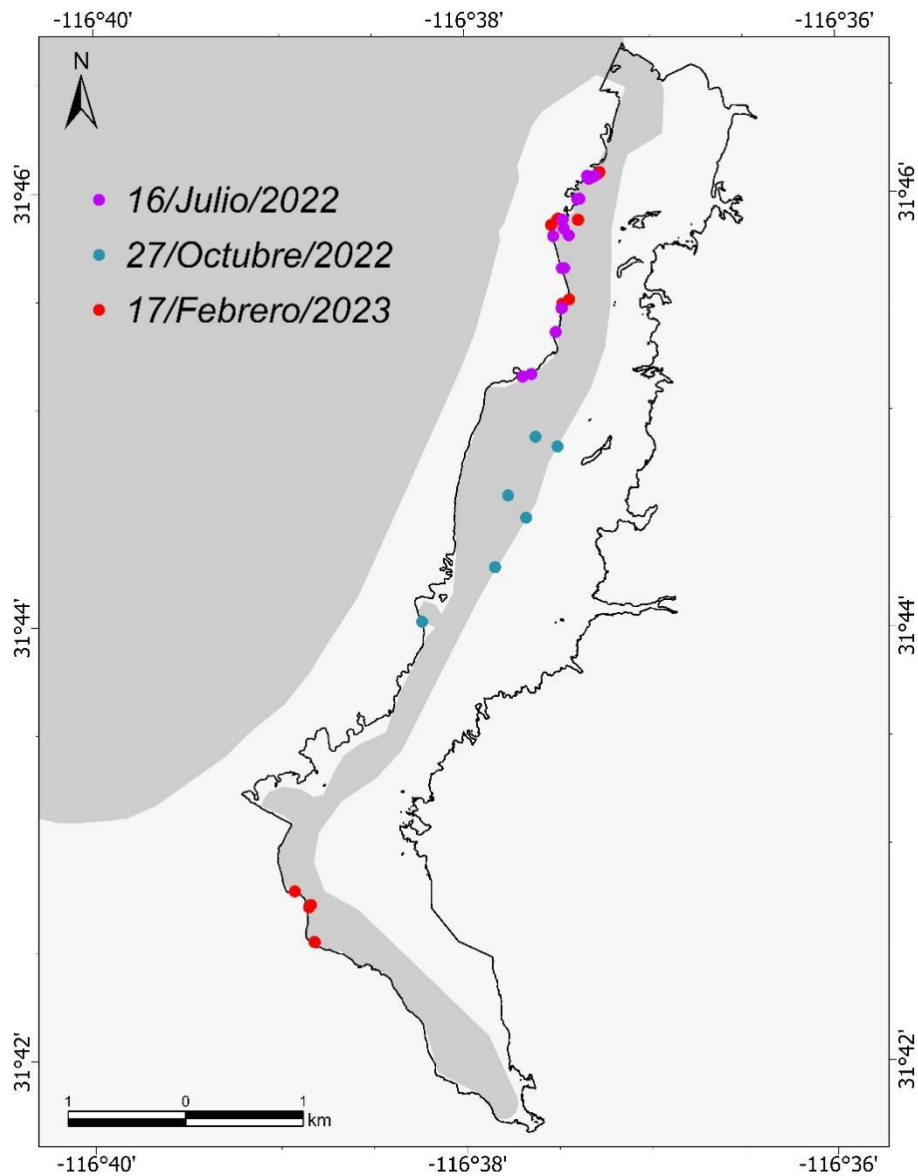


Figura 27. Ubicación de sitios de muestreo fotográfico de tipos de coberturas para el entrenamiento y validación del clasificador.

Anexo F

Tabla 20. Núcleos de sustrato procesados. La columna Punto se refiere a al sitio donde se considera como el mismo donde se recolecta un núcleo del área vegetada y uno de no vegetada.

ID	Punto	Latitud	Longitud	Vegetado	Fecha de recolección	Longitud de núcleo (cm)
1	A	31° 44.649'N	116° 38.021'W	Si	04/11/2021 16:04	43
2	A	31° 44.654'N	116° 38.033'W	No	05/11/2021 15:18	46
3	B	31° 44.7'N	116° 38.0183'W	Si	05/11/2021 15:18	38
4	B	31° 44.713'N	116° 38.017'W	No	06/11/2021 14:09	54
5	C	31° 44.556'N	116° 38.050'W	Si	06/11/2021 14:09	44
6	C	31° 44.5566'N	116° 38.0541'W	No	17/07/2022 06:50	65
7	D	31° 45.633'N	116° 37.200'W	No	03/12/2021 14:40	49
8	E	31° 45.771'N	116° 37.222'W	Si	03/12/2021 14:58	59
9	E	31° 45.772'N	116° 37.214'W	No	03/12/2021 15:33	58
10	F	31° 45.873'N	116° 37.3882'W	Si	17/02/2023 14:25	35
11	F	31° 46.0461'N	116° 37.3581'W	No	17/02/2023 13:37	41
12	G	31° 44.662'N	116° 38.018'W	Si	03/11/2021 13:47	43

Anexo G

Estimación de Tiempo Necesario Para Alcanzar el Peso Constante

Para poder estimar el tiempo que se requiere mantener las muestras de sustrato a temperatura constante de 60°C, se realizó una calibración usando un núcleo. Las submuestras de 5 cm³ se pesaron inicialmente, se introdujeron al horno y se midió su peso en intervalos de tiempo de 5, 8, 12, 16, 20, 24 y 30 horas. Posteriormente en el software R (R Core Team, 2023) se realizó un ajuste a un modelo exponencial, a través del método de Xu (2016) obteniendo la ecuación

$$Peso = 4.72 + 3.1 e^{-t} \quad (14)$$

Donde t es el tiempo transcurrido. Esta función se presenta en la Figura 28.

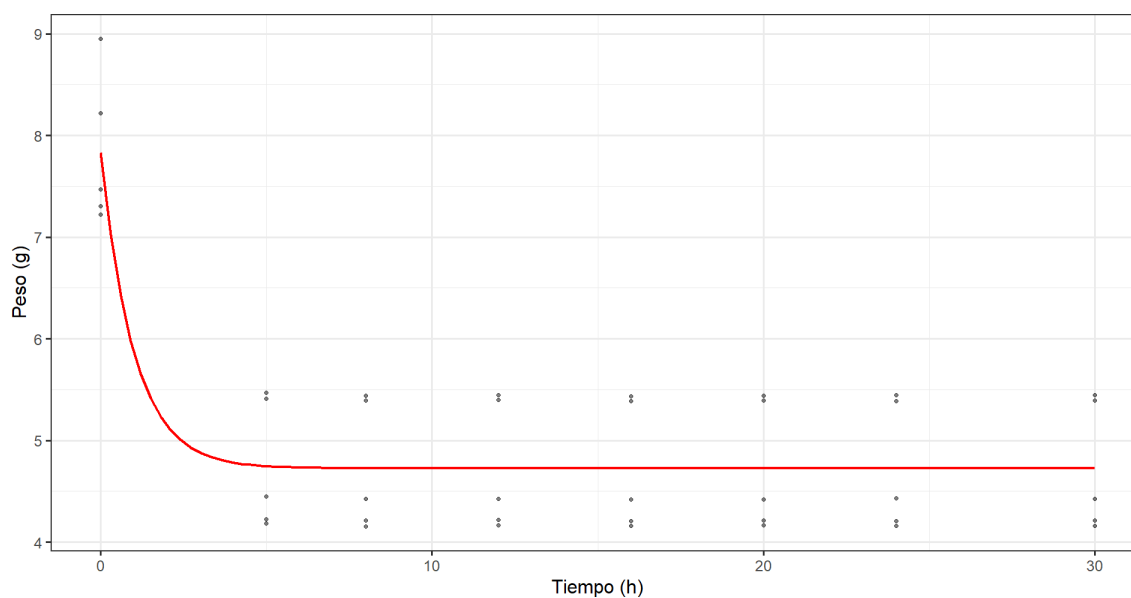


Figura 28. Decaimiento del peso en función del tiempo al mantener a 60°C las muestras de sustrato.

Se obtuvo que, a las 14 h, el peso había alcanzado un valor constante a través del tiempo, lo cual implica que en este tiempo ya había perdido toda humedad.

Anexo H

Mapas de Cobertura de Zostera

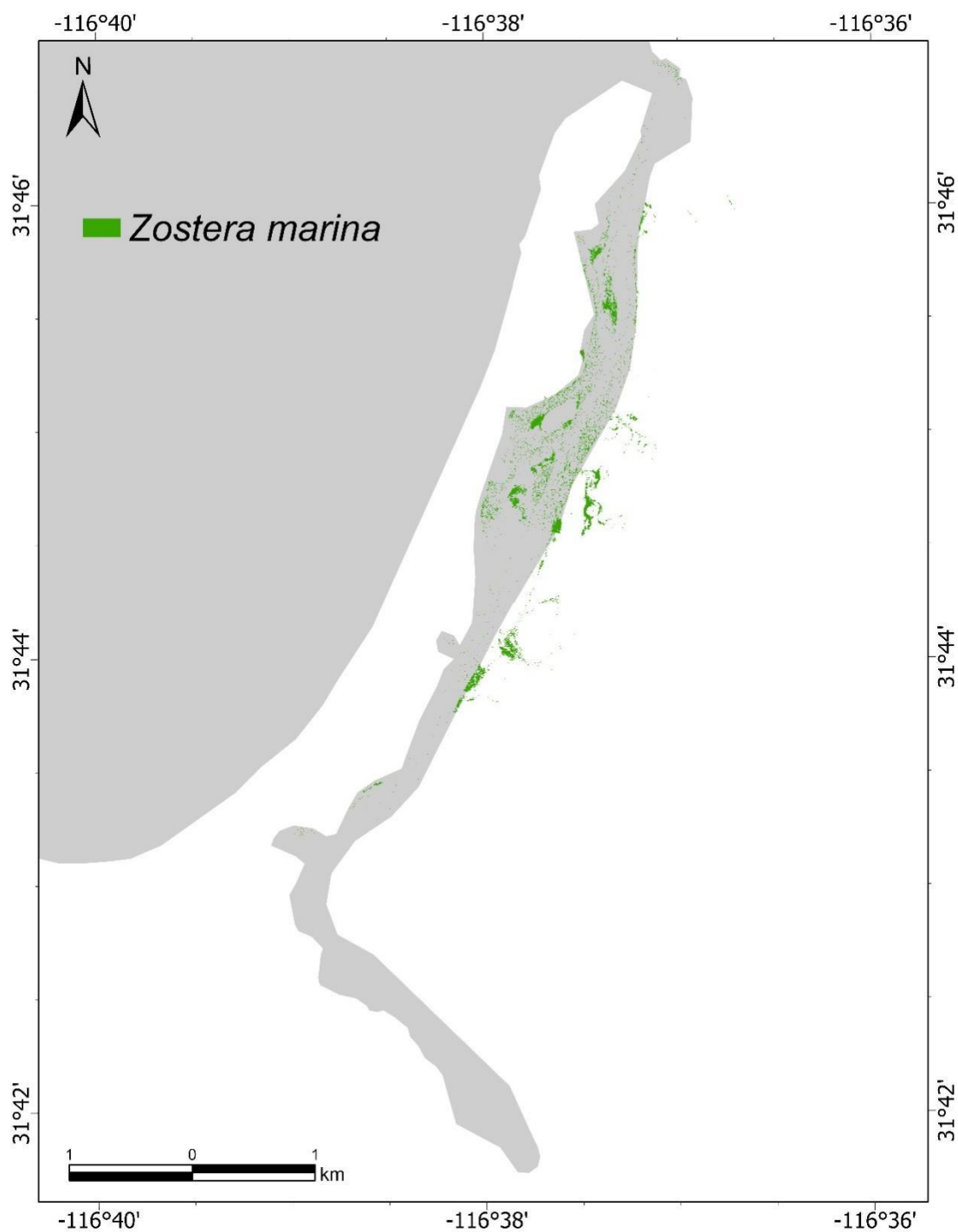


Figura 29. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zostera encontradas en la imagen de Planet del 31 de octubre de 2021.

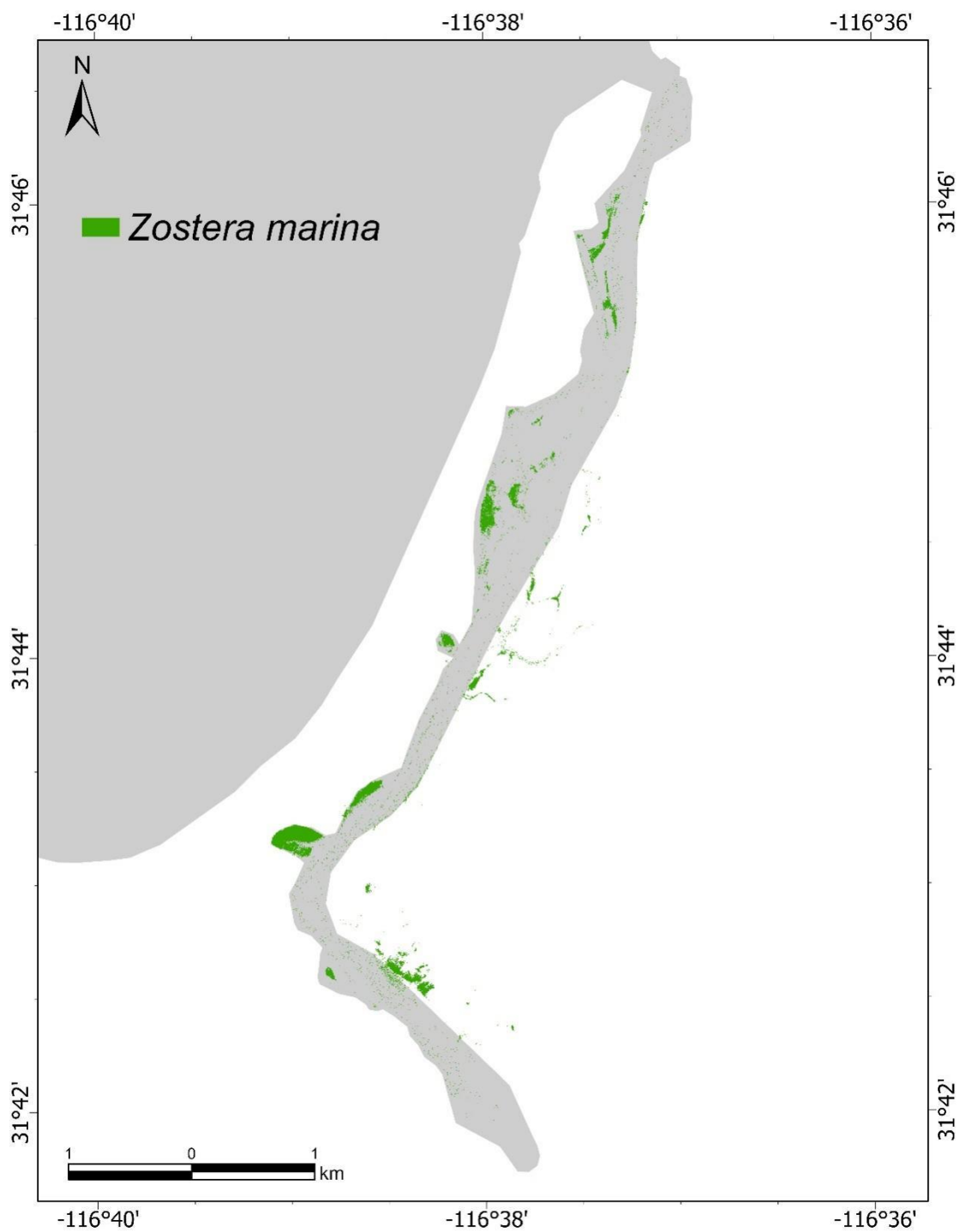


Figura 30. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zosteras encontradas en la imagen de Planet del 26 de febrero de 2022.

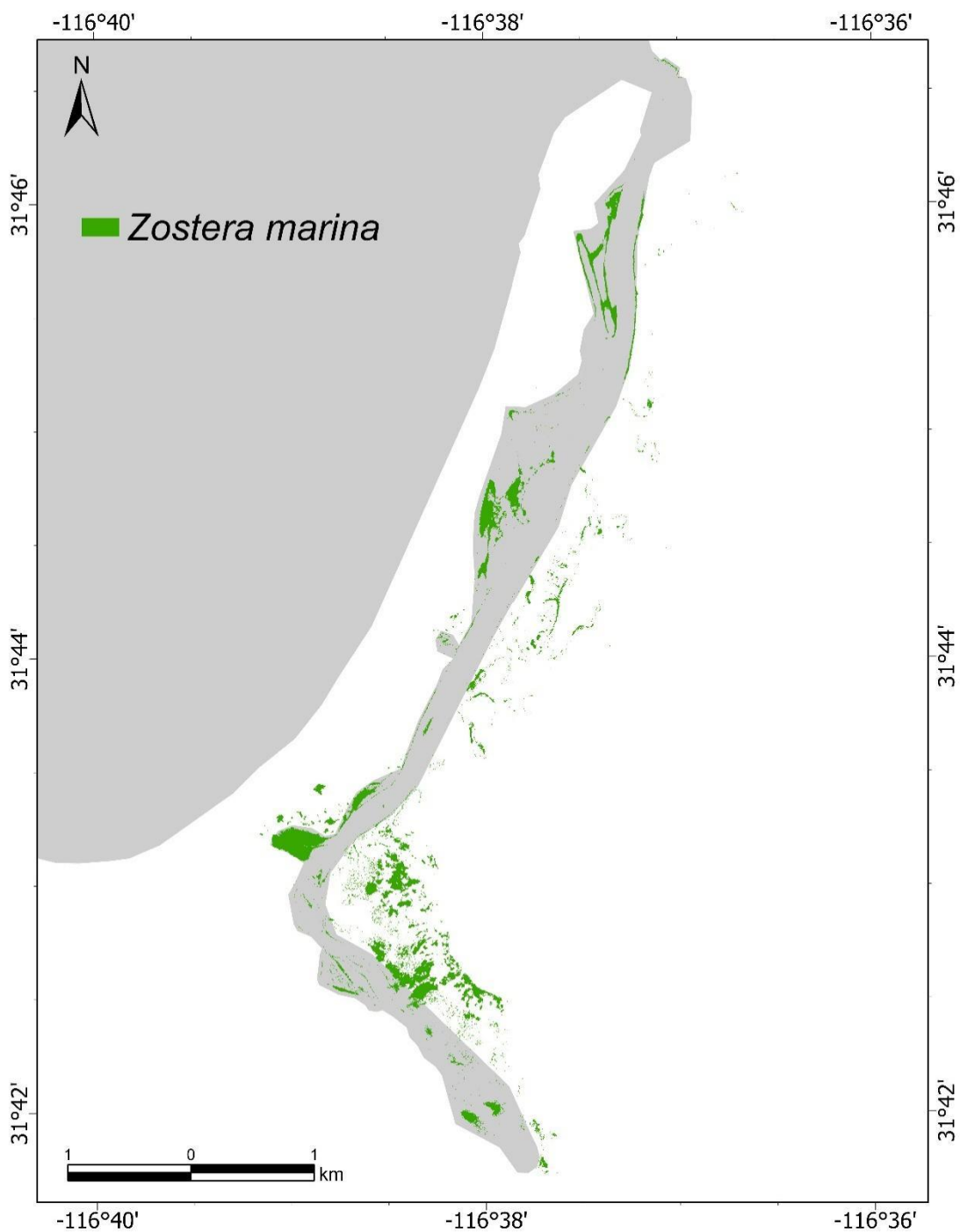


Figura 31. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zosteras encontradas en la imagen de Planet del 23 de abril de 2022.

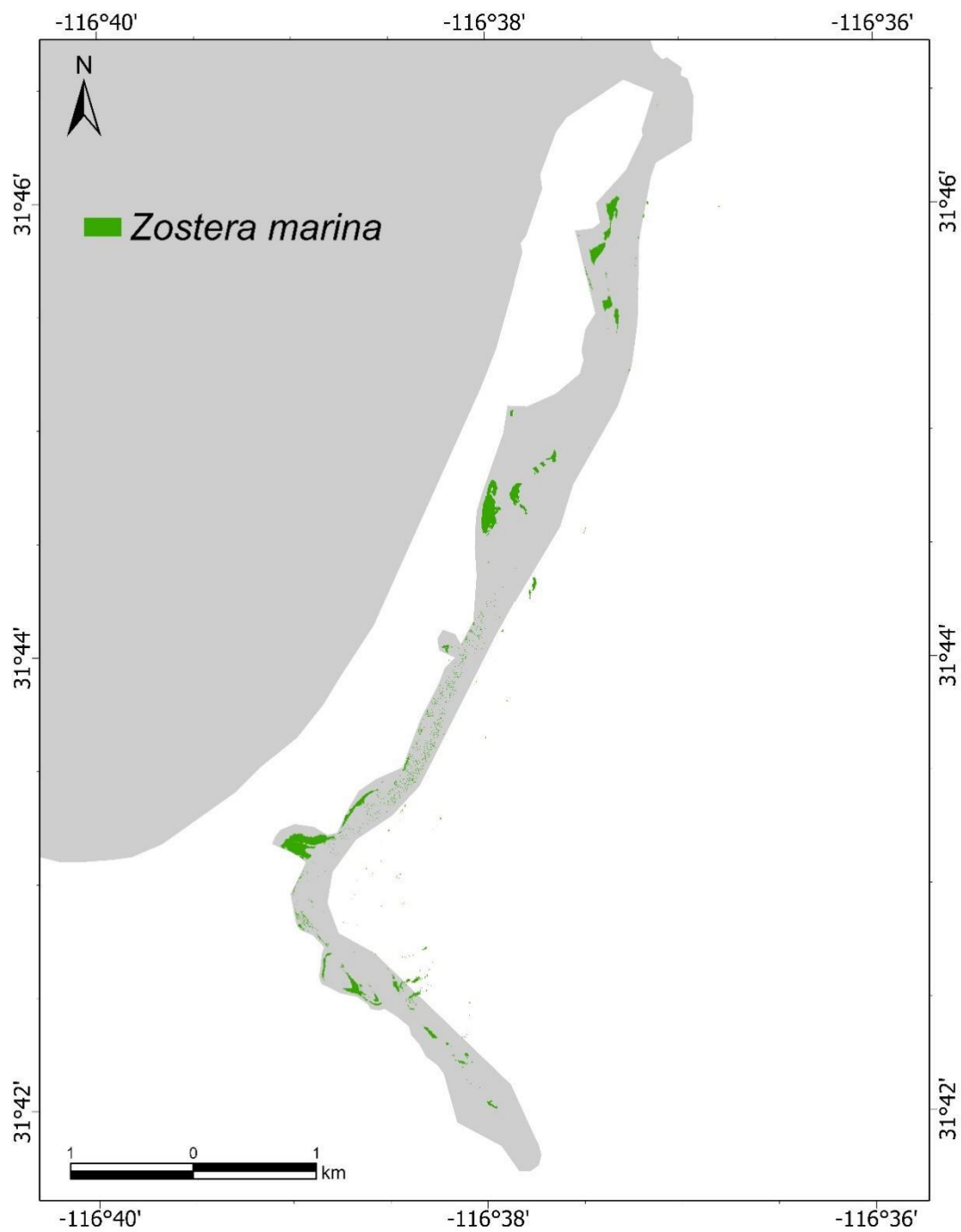


Figura 32. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zosteria encontradas en la imagen de Planet del 06 de junio de 2022.

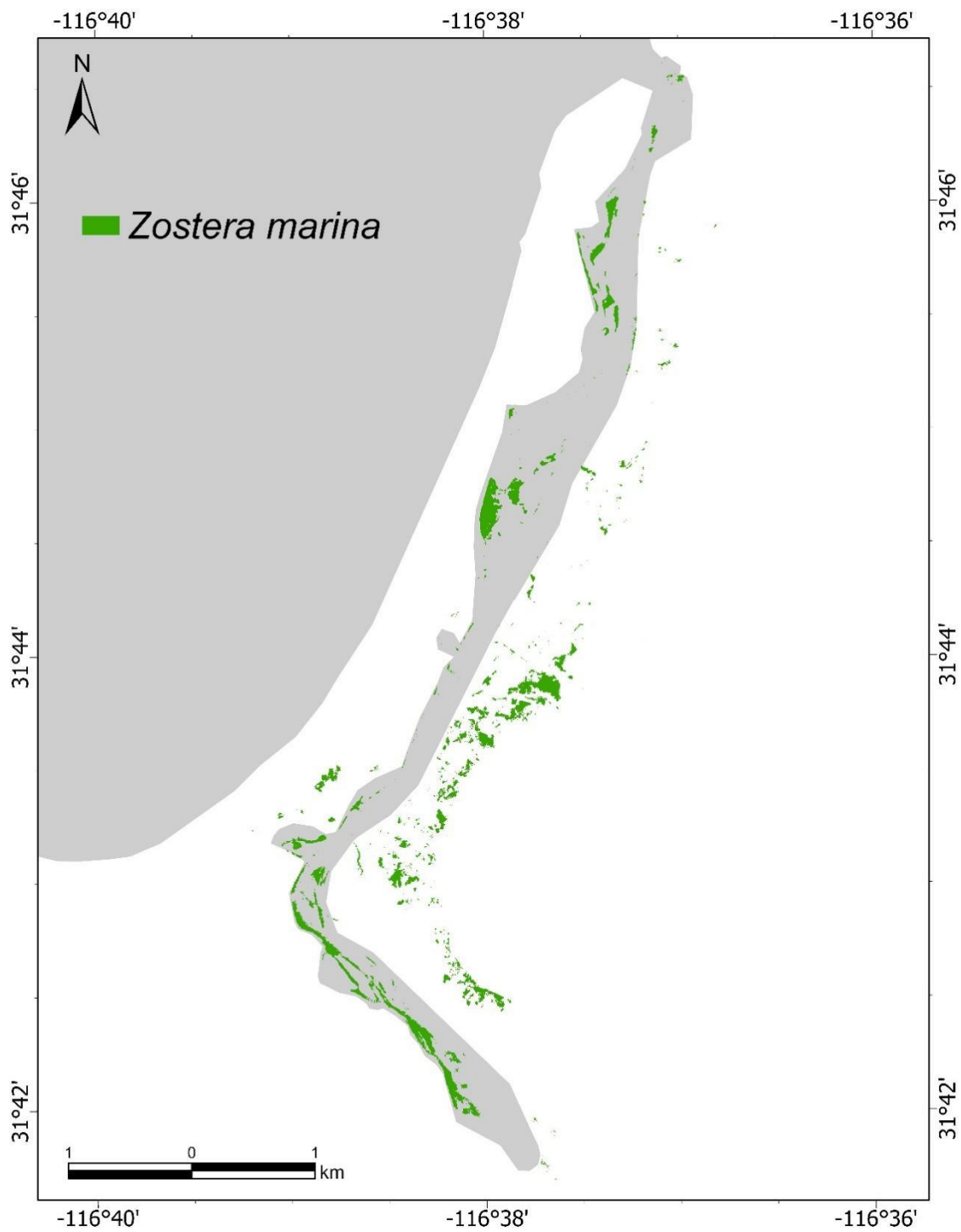


Figura 33. Mapa del estero de Punta Banda con las cubiertas de zosteras encontradas en la imagen de Planet del 19 de junio de 2022.

Anexo I

Relación de %CO en función del %MO en los núcleos recolectados

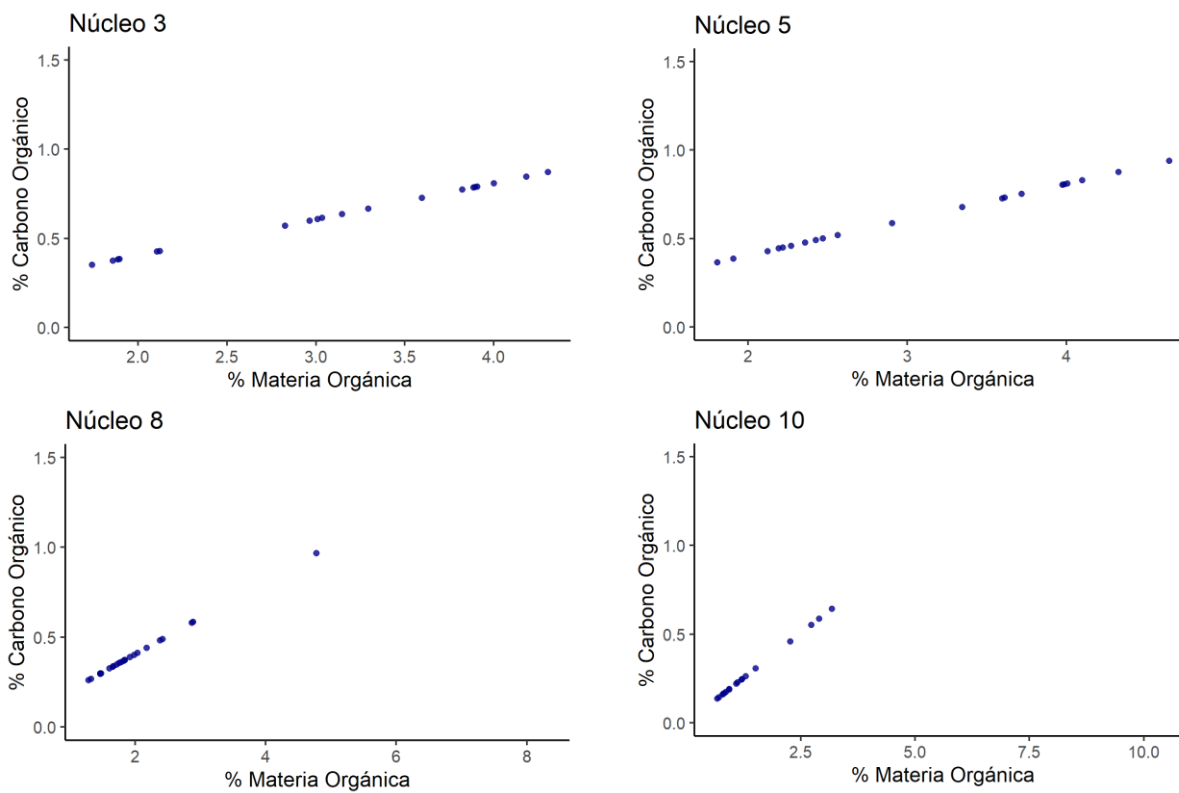


Figura 34. Valores de %CO en función de %MO calculados del modelo lineal obtenido en la ecuación (10)

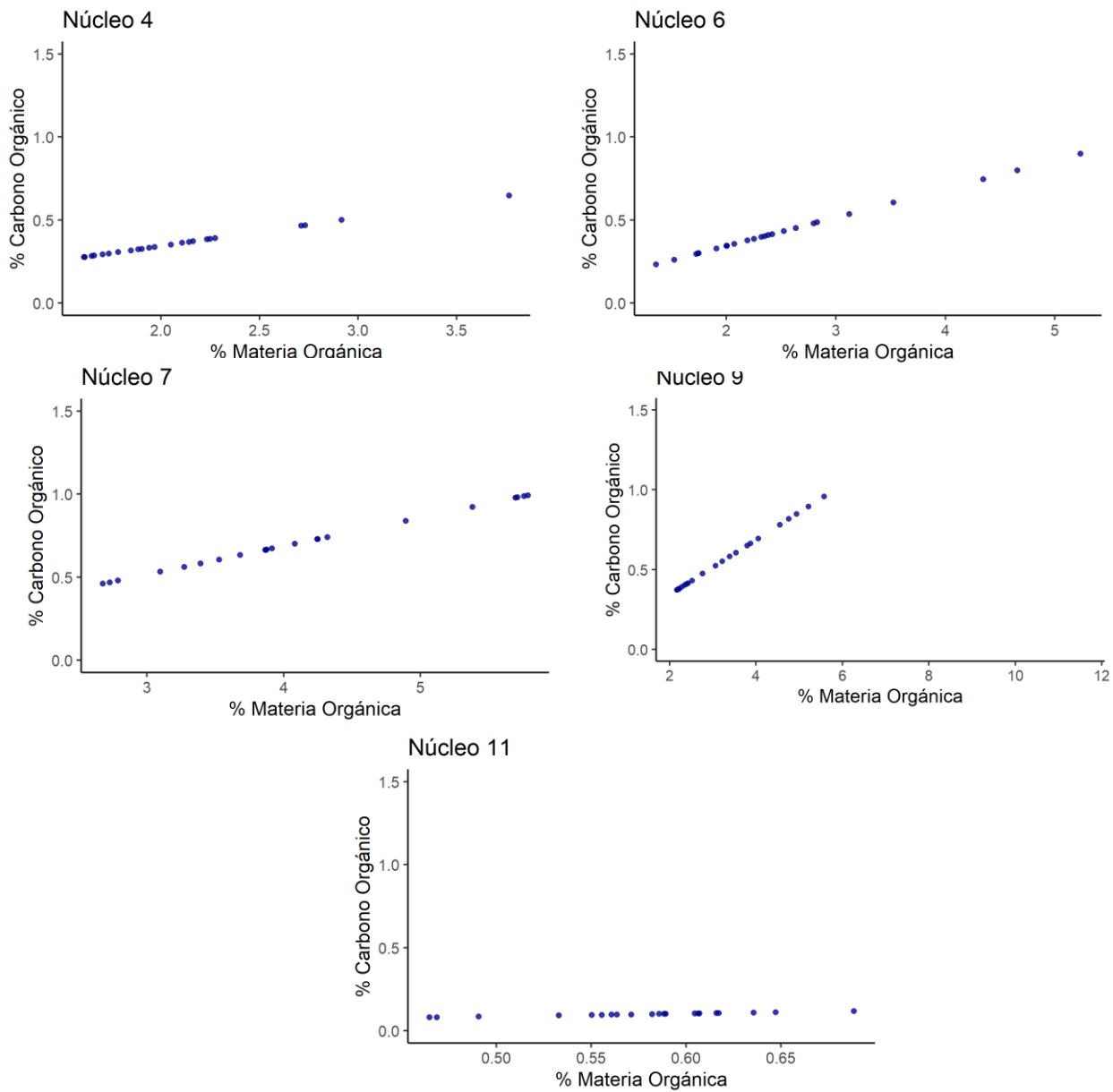


Figura 35. Valores de %CO en función de %MO calculados del modelo lineal obtenido en la ecuación (11)

Anexo J

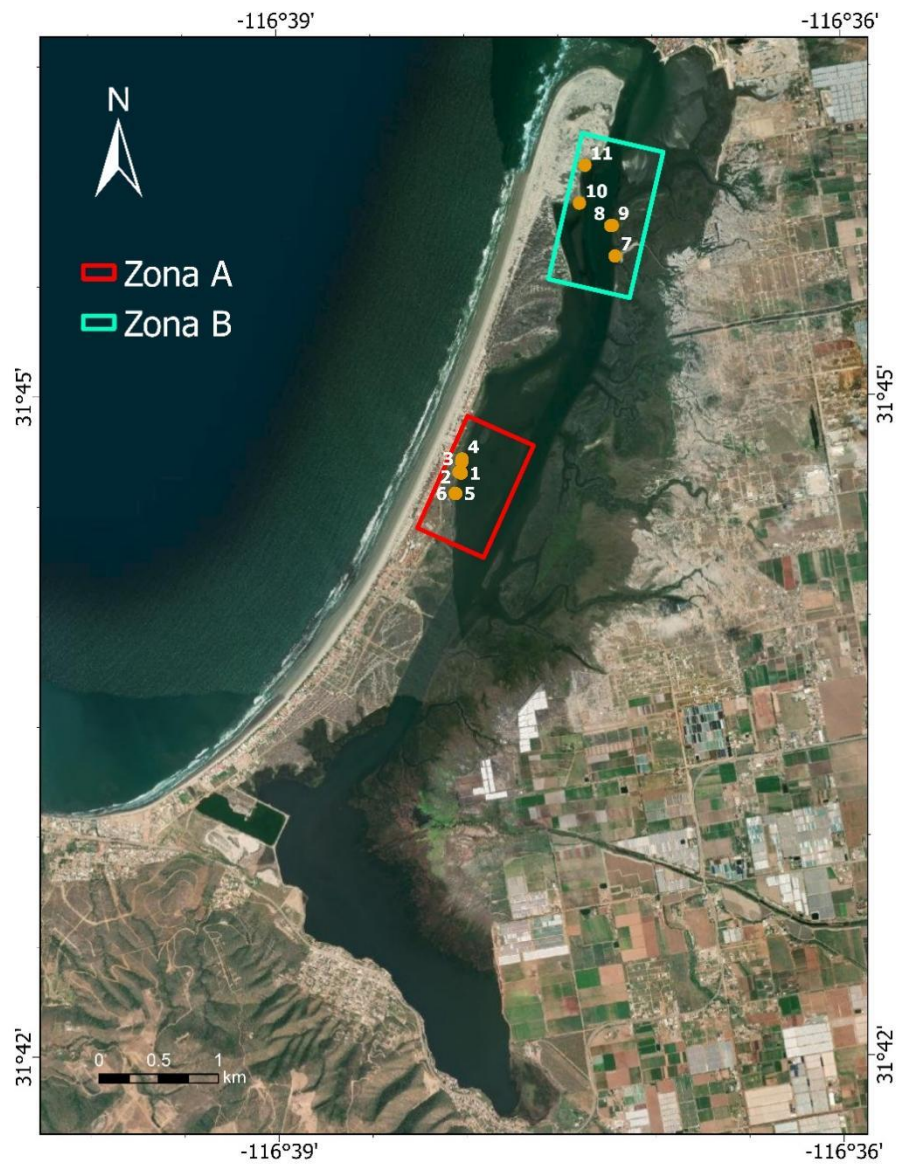


Figura 36. Mapa de las zonas encontradas con diferencias en la composición del sustrato.

Anexo K

Tabla 21. Regresiones lineales de Densidad de Carbono Orgánico en función del estrato de profundidad.

ID	Punto	Pendiente	Intercepto	Error Estándar de Residuales	R ²	F	p	n
1	A	-3.18×10^{-4}	9.64×10^{-3}	0.0015	0.641	34.04	<0.001	21
2	A	-9.36×10^{-5}	5.24×10^{-3}	0.0007	0.41	14.29	0.001	22
3	B	-1.25×10^{-4}	8.48×10^{-3}	0.0009	0.4162	12.83	0.002	20
4	B	-8.59×10^{-5}	5.82×10^{-3}	0.0006	0.475	19.01	<0.001	23
5	C	-1.47×10^{-4}	8.8×10^{-3}	0.0005	0.771	64.2	<0.001	21
6	C	-1.61×10^{-4}	7.73×10^{-3}	0.001	0.599	32.98	<0.001	26
7	D	1.68×10^{-4}	6.45×10^{-3}	0.0012	0.426	14.89	<0.001	22
8	E	-1.15×10^{-4}	6.27×10^{-3}	0.0012	0.308	9.826	0.004	24
9	E	2.73×10^{-4}	3.89×10^{-3}	0.0017	0.561	28.12	<0.001	24
10	F	-2.68×10^{-4}	6.29×10^{-3}	0.0012	0.594	24.89	<0.001	19
11	F	8.75×10^{-7}	1.2×10^{-3}	0.0001	0.005	0.206	0.65	21

Anexo L

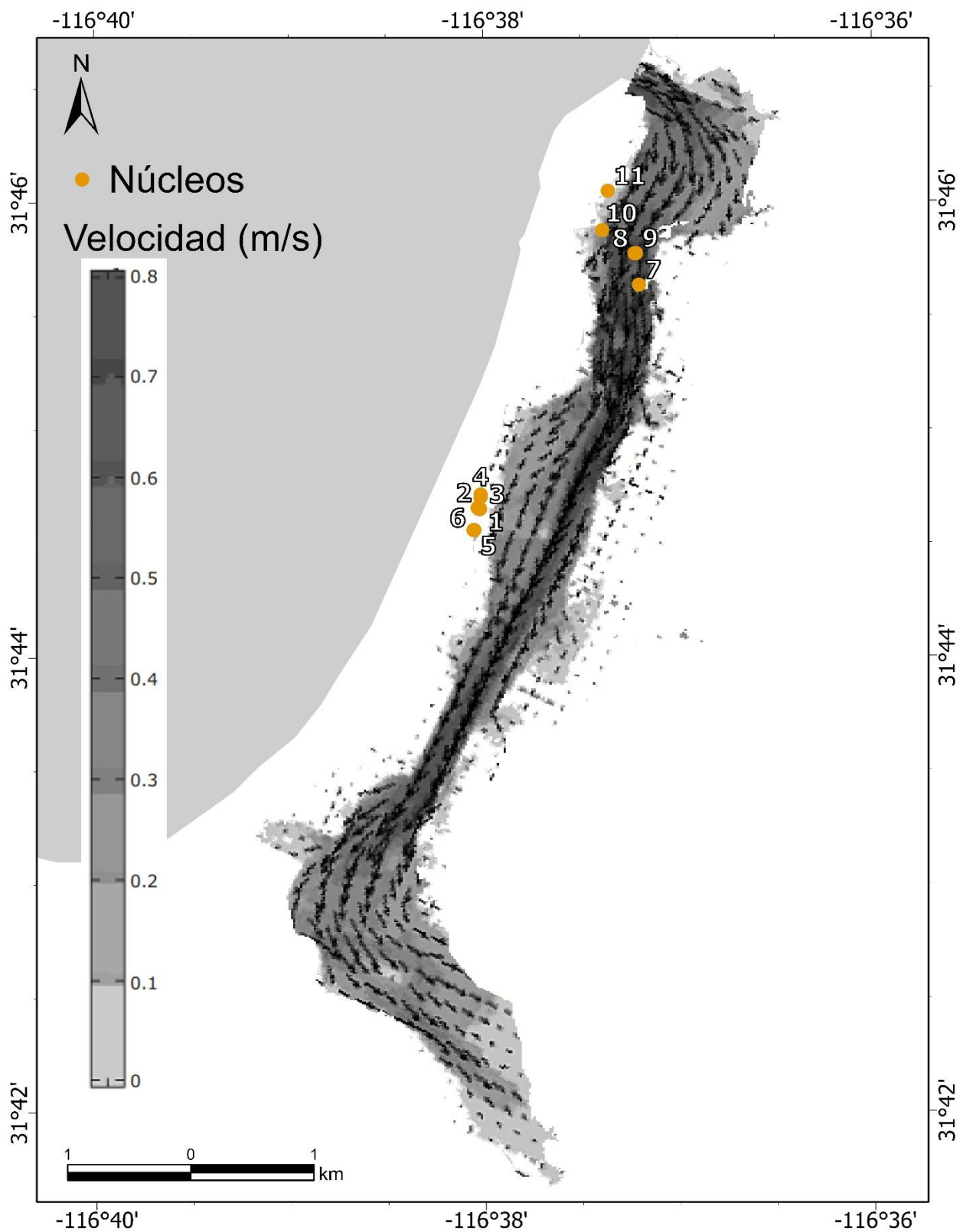


Figura 37. Distribución de velocidades durante el flujo de ingreso reportado por (Ortiz et al., 2003) con la posición de los núcleos recolectados.