

Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Tesina de grado
Licenciatura en Ciencias Biológicas

“Reservas de carbono azul en el humedal salino y la pradera de pastos marinos asociados a la Laguna de Castillos (Rocha, Uruguay)”



Lucía Gómez Becerra

Orientadoras: PhD. Carolina Bueno y MSc. Larisa Magnone
Laboratorio de Oceanografía y Ecología Marina
Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales
Junio 2025
Montevideo, Uruguay

AGRADECIMIENTOS

A mi madre, pilar incondicional de nuestra familia, y a mi hermana, que me acompañaron y apoyaron no solo durante esta tesis, sino a lo largo de toda la carrera. Gracias por bancarse mis largas horas de estudio y mis crisis, siempre con paciencia y amor.

A mi familia: mi abuela Blanca, mis tíos Lolo, Rosario, Roberto y Dayana, por estar siempre presentes. Y especialmente a mi primita Renata, cuya curiosidad por lo que estudiaba fue una hermosa motivación.

A mis querid@s facuamig@s Mar, Gabi, Steph, Vale, Cami, Mari y Mile, con quienes compartí los mejores y peores momentos de esta etapa. Gracias por estar en cada crisis, por leer todos mis trabajos y por impulsarme siempre a dar lo mejor de mí.

Un especial agradecimiento a Sofi mi amiga desde hace muchos muchos años que me banca todo y la quiero un montón.

A mis excompañer@s del SECCA que los adoro, particularmente a Valen, Gastón, Nico y Maxi. En especial a Valen que ha sido una amiga de oro desde el momento en que la conocí.

A mis compañer@s del Ministerio de Ambiente: Magdalena, Caro, Natie, Javier, Mario, Belu, Pablo, Lizet, Noe, Sofi, Sara y Rebe. Y especialmente a Fabi, Facu y Mathi, que siempre están ahí, me aguantan todo y sin quienes esta tesis (y yo) no seríamos lo que somos hoy.

A mi expareja Ismael y su familia, que fueron mi segunda familia y sin ellos hoy no estaría donde estoy, siempre dando para adelante con mis planes.

En lo que conlleva a la realización práctica de esta tesina, agradezco a la posada Guardia del Monte que nos permitió el acceso al predio para el muestreo y a los boteros del arroyo Valizas, particularmente a Diego. Al Dr. Rubens Figueira en el Laboratorio del Instituto Oceanográfico de la Universidad de San Pablo (São Paulo, Brasil) por el análisis granulométrico láser y a Chad Lane del Centro de Ciencia Marina de la Universidad de Carolina del Norte (Wilmington, USA) por los análisis de isótopos.

A mis compañeras Fernanda y Noemí con quienes compartí las largas horas de laboratorio en pandemia, sin ellas las horas hubieran pasado muchísimo más lento e hicieron el trabajo mucho más llevadero.

A Ernesto Brugnoli, gracias a quien llegué al Laboratorio de Oceanografía y Ecología Marina, y a todas las personas allí por abrirme las puertas y hacerme sentir parte, más allá de lo académico.

Al tribunal, Dr. Ernesto Brugnoli y Dra. Lorena Rodríguez-Gallego por tomarse el tiempo de leer y corregir la tesina, muchas gracias.

Por último, pero no menos importante, a mis tutoras Caro y Larisa, que me acompañaron durante todo el proceso de esta tesis, con paciencia, exigencia y generosidad, siempre me impulsaron a más y aguantaron mis desapariciones del mapa.

¡A todos, gracias!

Tabla de contenidos

1	INTRODUCCIÓN	7
1.1	Efecto invernadero y cambio climático.....	7
1.2	Carbono azul	9
1.3	Bañados salinos y pastos marinos.....	11
1.4	Antecedentes sobre carbono azul.....	12
2	OBJETIVOS.....	14
2.1	General.....	14
2.2	Específicos	14
3	MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1	Área de estudio	15
3.2	Colecta de muestras.....	16
3.3	Análisis de laboratorio	18
3.3.1	Descripción del testigo mediante carta Munsell	18
3.3.2	Granulometría.....	18
3.3.3	Determinación del carbono orgánico almacenado en los sedimentos	19
3.3.4	Carbono en biomasa viva aérea	21
3.3.5	Carbono en biomasa viva subterránea	22
3.4	Tratamiento de datos.....	23
3.4.1	Relación empírica entre el % MOT y el % C _{org}	23
3.4.2	Obtención de curva alométrica	23
4	RESULTADOS.....	24
4.1	Caracterización fisicoquímica del área de estudio	24
4.2	Caracterización general de los testigos de sedimento	24
4.3	Granulometría y carbono orgánico en sedimento	25
4.4	Carbono en biomasa viva aérea	30
4.4.1	Juncos	30
4.4.2	Pastos marinos	31
4.5	Carbono en biomasa viva subterránea	32
4.6	Carbono orgánico total	33
5	DISCUSIÓN.....	35
5.1	Características fisicoquímicas de la laguna	35
5.1.1	Agua	35

5.1.2	Sedimentos.....	36
5.2	Almacenamiento de carbono	37
5.2.1	Sedimentos.....	37
5.2.2	Biomasa aérea.....	38
5.2.3	Biomasa subterránea.....	40
5.2.4	Análisis integrado de los distintos compartimentos	40
6	CONCLUSIONES	44
7	CONSIDERACIONES FINALES Y PERSPECTIVAS	45
8	BIBLIOGRAFÍA.....	47

RESUMEN

El cambio climático representa un desafío urgente en el siglo XXI, y el concepto de "Carbono Azul" se ha destacado como una estrategia clave para mitigar sus efectos. El término "Carbono Azul" hace referencia al carbono orgánico almacenado en los ecosistemas costeros y marinos con vegetación, como manglares, marismas salinas y praderas de pastos marinos, los cuales tienen una notable capacidad para capturar y almacenar carbono atmosférico. En Uruguay, los estudios sobre estos ecosistemas abordados desde esta perspectiva son incipientes. En este trabajo se evaluó los almacenes de carbono azul de la Laguna de Castillos en sus tres matrices: biomasa aérea, biomasa subterránea y sedimentos. Los resultados mostraron que los sedimentos constituyen más del 95 % del total de carbono almacenado, con un valor promedio de $68,8 \pm 0,9 \text{ MgC ha}^{-1}$ en los humedales salinos y $42,8 \pm 20,3 \text{ MgC ha}^{-1}$ en pastos marinos. Asimismo, se observó que el área ubicada en el extremo norte, donde predominan sedimentos finos, presentó la mayor concentración de carbono en sedimentos. La presencia de vegetación emergente de mayor porte desempeña un papel clave en la retención de carbono al facilitar la deposición de sedimentos finos. Los resultados obtenidos en el presente estudio destacan la importancia de los humedales y las praderas de pastos marinos de la Laguna de Castillos como sumideros de carbono, subrayando su potencial para contribuir a la mitigación del cambio climático a nivel global. Esto destaca la importancia de profundizar en los esfuerzos de protección y conservación de estos ambientes costeros.

Lista de figuras

- Figura 1.** Curva de Keeling. Concentración de dióxido de carbono histórica desde 1700 al presente. Los datos desde 1959 al presente fueron monitoreados continuamente en el Observatorio de Mauna Loa. Fuente: Scripps Institution of Oceanography at UC San Diego (<https://keelingcurve.ucsd.edu/>). 9
- Figura 2.** En la parte superior izquierda se indica la ubicación de Uruguay en América del Sur, debajo se señala el departamento de Rocha, donde se ubica la Laguna de Castillos. A la derecha se ve en detalle el mapa de la Laguna de Castillos, donde se indica la laguna y el Arroyo Valizas, conexión de la laguna al océano Atlántico, así como los puntos del muestreo de este estudio al norte (G: Guardia) y sur (JS: Juncos Sur, PS2: Pastos Sur 2 PS3: Pastos Sur 3) de la laguna. 16
- Figura 3.** Diseño de muestreo. **A.** Estaciones de juncos. **B.** Estaciones de vegetación sumergida. El recuadro más grande indica la estación y los recuadros dentro indican las parcelas donde efectivamente se tomaron muestras. 17
- Figura 4.** Metodología utilizada para la determinación de carbono orgánico. De izquierda a derecha: submuestras del testigo PS3 para determinación de MOT, cápsulas con muestras de sedimento previas a secar, y muestras preparadas para moler en el mortero previo a encapsulamiento. 21
- Figura 5.** Fotografías de los testigos colectados y a su derecha el diagrama litológico correspondiente. Las líneas punteadas indican presencia de detritos, las raíces presencia de las mismas y las conchillas presencia de estas. A: Guardia, B: Juncos Sur, C: Pastos Sur 2 y D: Pastos Sur 3. 25
- Figura 6.** Clasificación textural de las estaciones muestreadas en la Laguna de Castillos según el diagrama de Shepard (1954) que relaciona limo, arcilla y arena. Los puntos indican los sitios de muestreo (PS2, PS3, JS y G). 26
- Figura 7.** Regresión lineal entre el porcentaje de materia orgánica total (MOT %) y contenido de carbono orgánico (C_{org} %) obtenido mediante espectrometría de masas en los sedimentos de los dos sitios de muestreo de la Laguna de Castillos. En azul se muestra el intervalo de confianza del 95%. En naranja se muestra el intervalo de predicción del 95%. 27
- Figura 8.** Perfiles de los dos testigos colectados en las zonas con juncos de la Laguna de Castillos. A la izquierda de cada imagen se encuentra una representación descriptiva de los testigos, en el centro el porcentaje de carbono orgánico (C_{org}) en azul y el porcentaje de materia orgánica (MOT) en negro, y a la derecha el porcentaje de fracciones granulométricas establecido por análisis granulométrico láser. Las líneas punteadas indican presencia de detritos y las raíces presencia de las mismas. G corresponde a la estación al norte y JS a la estación al sur de la laguna. 28
- Figura 9.** Perfiles de los dos testigos colectados en las zonas con pastos marinos de la Laguna de Castillos. A la izquierda de cada imagen se encuentra una representación descriptiva de los testigos, en el centro el porcentaje de carbono orgánico (C_{org}) en azul y el porcentaje de materia orgánica (MOT) en negro, y a la derecha el porcentaje de fracciones granulométricas establecido por análisis granulométrico láser. Las líneas punteadas indican presencia de detritos, las raíces presencia de las mismas y las conchillas presencia de estas. PS2 corresponde a la estación con menor cobertura de pastos sumergidos. 29

Figura 10. Curva alométrica obtenida para los juncos colectados en campo, relacionando el largo vivo de la planta con su peso seco. En azul se muestra el intervalo de confianza del 95 %. En naranja se muestra el intervalo de predicción de 95 %.....	31
Figura 11. Carbono almacenado en cada matriz y su porcentaje en el total cuantificado en los diferentes compartimentos de la zona con juncos y con pastos marinos de la Laguna de Castillos. En verde se identifica la biomasa aérea, en negro la biomasa subterránea y en marrón los sedimentos.	34
Figura 12. Coloración del sedimento expuesta tras la remoción del material superficial durante el muestreo en la estación G (norte de la laguna).....	37
Figura 13. Ubicación de los estudios de carbono azul en Uruguay con los cuales se comparan los resultados obtenidos de C_{org} en sedimentos de la Laguna de Castillos (indicada con rojo).....	42
Figura 14. Ubicación de los estudios a nivel mundial con los cuales se comparan los resultados obtenidos de C_{org} en sedimentos de la Laguna de Castillos. Datos extraídos de Patterson, 2016; Sousa <i>et al.</i> , 2017; Raw <i>et al.</i> , 2019; Asanopoulos <i>et al.</i> , 2021.	42

Lista de tablas

Tabla 1. Estaciones de muestreo, ubicación, vegetación presente y cobertura de la misma.	18
Tabla 2. Valores de los parámetros fisicoquímicos para cada estación tomados in situ, prof: profundidad; PS: Pastos Sur; JS: Juncos Sur; G: Guardia.....	24
Tabla 3. Densidad promedio de carbono, contenido de carbono orgánico acumulado (C_{org}) en los cuatro testigos de sedimento hasta los 50 cm colectados y extrapolado hasta el metro de profundidad, y el contenido de carbono total expresado en unidades estándar ($MgC\ ha^{-1}$) de las cuatro estaciones de estudio de la Laguna de Castillos.....	30
Tabla 4. Densidad y biomasa promedio del tallo vivo de los juncos en las estaciones G y JS. Valor obtenido de carbono orgánico (C_{org}) para las estaciones que presentaban juncos.	31
Tabla 5. Porcentaje de cobertura de pastos marinos, biomasa y carbono orgánico obtenidos para las estaciones de pastos marinos (PS2 y PS3).	32
Tabla 6. Biomasa subterránea y contenido de carbono orgánico en este compartimento para todos los puntos muestreados (G, JS, PS2 y PS3).....	32
Tabla 7. Contenido de carbono por unidad de superficie en las diferentes matrices muestreadas y suma de total de carbono almacenado en las estaciones (G, JS, PS2, y PS3) en la Laguna de Castillos.	34

Lista de abreviaturas

C – Carbono
CO₂ – Dióxido de carbono
C_{org} – Carbono Orgánico
GEI – Gases de Efecto Invernadero
gPS – Gramos de peso seco
MgC/ha – Megagramos de carbono por hectárea
MOT – Materia Orgánica Total
OD - Oxígeno Disuelto

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Efecto invernadero y cambio climático

El efecto invernadero es un proceso natural mediante el cual la temperatura de la tierra es mantenida gracias a la captura del calor generado por la radiación solar, lo cual permite la vida (Caballero *et al.*, 2007; Santamaría, 2010). Este fenómeno recibe su nombre porque los gases de efecto invernadero (GEI) que conforman la capa atmosférica actúan de forma similar a la del vidrio en los invernaderos: permiten que la luz solar entre, pero retienen el calor infrarrojo que la tierra emite. Estos gases absorben y remiten la radiación absorbida en longitudes de onda dentro del espectro de radiación emitida por la superficie terrestre, la propia atmósfera y por las nubes (IPCC, 2018). Esta capa se compone principalmente de vapor de agua (H₂O), dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), ozono (O₃), además de material particulado, como ser polen, polvo y otros aerosoles (Santamaría, 2010; IPCC, 2018). A pesar de que el vapor de agua es el componente más abundante y el de mayor incidencia en este efecto, es el que presenta el menor impacto debido a que su tiempo de residencia es muy corto (Santamaría, 2010). Principalmente el CO₂, CH₄ y N₂O son los componentes que tienen un rol fundamental en la captura y mantenimiento de la radiación en la atmósfera, además de tener un mayor tiempo de residencia. Por tanto, la modificación en la concentración de estos gases tiene un mayor impacto y por un tiempo más prolongado (Santamaría, 2010). Por ejemplo, debido a que los rayos infrarrojos reflejados desde la tierra son absorbidos por los GEI que se encuentran en la atmósfera y reemitidos generando calor, un aumento en sus concentraciones tiene como consecuencia un aumento de la temperatura global media (Rockström *et al.*, 2009; Santamaría, 2010; IPCC, 2018).

Cuando este efecto invernadero se amplifica y deviene en consecuencias negativas para la vida en la tierra, pasa a denominarse cambio climático (Begon *et al.*, 2006; Santamaría, 2010). Por un lado, el clima se define como el cambio en las condiciones atmosféricas promedio para un espacio en particular en una escala temporal amplia (30 años) (WMO, 2013; IPCC, 2018). Por otro lado, el cambio climático está asociado a variaciones en la media y/o variabilidad de las condiciones anteriormente mencionadas, pero sostenidas durante un período de tiempo prolongado, generalmente mayor a décadas (Santamaría, 2010; IPCC, 2018). Este fenómeno puede ser provocado por procesos naturales internos o forzamientos externos mayormente atribuidos a las actividades antrópicas (IPCC, 2018). Es una problemática global de gran importancia debido al impacto que genera y generará tanto a corto como a largo plazo. Sus consecuencias se extienden desde cambios en la biota, como pueden ser cambios en la distribución de las especies y disminuciones poblacionales, hasta el aumento en la frecuencia de fenómenos meteorológicos extremos como ser el ENOS (El

Niño Oscilación Sur), la acidificación de los océanos y el calentamiento global a largo plazo (Harley *et al.*, 2006; Cai *et al.*, 2014, 2023; IPCC, 2019).

Rockström *et al.* (2009) propone que medir la concentración atmosférica de dióxido de carbono (CO₂) es una buena forma de cuantificar indirectamente el cambio climático. El CO₂ es un gas producido de forma natural y colabora con el mantenimiento de la temperatura global, aunque algunas actividades antrópicas, especialmente la quema de combustibles fósiles, también lo producen y generaron un aumento exponencial en su concentración atmosférica desde la revolución industrial. Las mediciones de CO₂ atmosférico realizadas por Keeling desde el año 1959 y continuadas hasta el presente en el observatorio Mauna Loa en Hawaii (Figura 1) muestran que la concentración de este gas se ha visto incrementada en un 50 % desde la época preindustrial (Harris, 2010; IPCC, 2023). Esto ha tenido consecuencias directas sobre la temperatura global. Desde 1880 y hasta el 2024, la temperatura media global aumentó aproximadamente 1 °C. A su vez, considerando las evaluaciones anuales realizadas entre 1880 y 2024, el período 2015 – 2024 fue el más cálido de todo el registro, ubicando el 2024 como el año más cálido hasta ahora (1,29 °C por encima del promedio del siglo XX) (NOAA, 2025).

Esto ha provocado el derretimiento de los casquetes polares, el aumento del nivel del mar y la desertificación entre otros fenómenos, que colaboran con la perpetuación del cambio climático (Rockström *et al.*, 2009; Santamaría, 2010; Mcleod *et al.*, 2011). A su vez, la alteración del ciclo del carbono y por ende del CO₂ conlleva consecuencias que además de ser sumamente negativas, cuentan con un carácter impredecible debido a los mecanismos de retroalimentación y la complejidad que implica al planeta como ecosistema (Begon *et al.*, 2006; Santamaría, 2010).

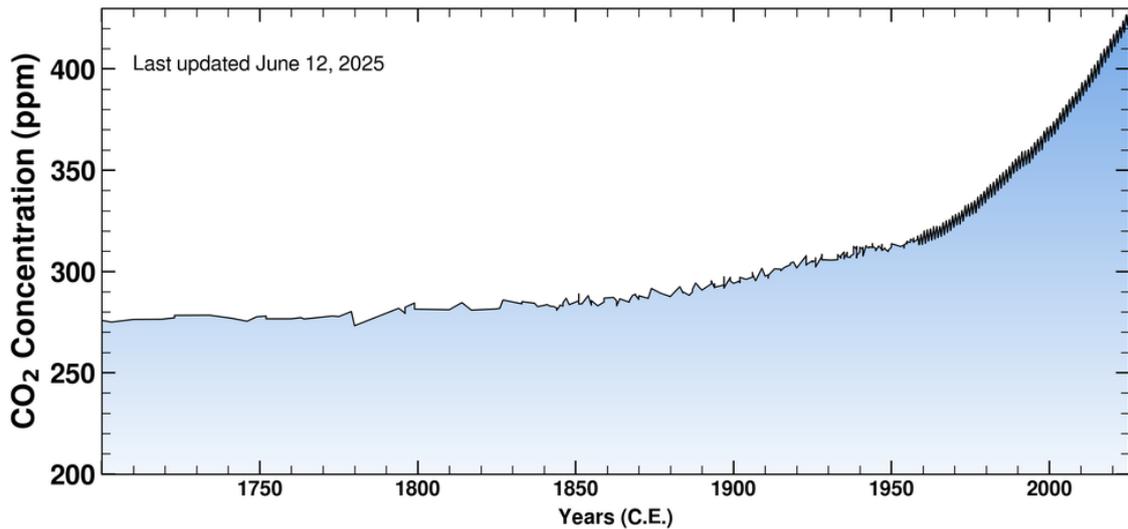


Figura 1. Curva de Keeling. Concentración de dióxido de carbono histórica desde 1700 al presente. Los datos desde 1959 al presente fueron monitoreados continuamente en el Observatorio de Mauna Loa. Fuente: Scripps Institution of Oceanography at UC San Diego (<https://keelingcurve.ucsd.edu/>).

Para reducir las concentraciones de CO₂ emitidas hacia la atmósfera y evitar superar el umbral de 2 °C de aumento de la temperatura media global, el cual estaría asociado a un posible escenario de retroalimentación positiva, por tanto, de no retorno (IPCC, 2023), las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN), en particular aquellas referidas a los ecosistemas marino-costeros ocupan un rol fundamental. Esto se debe a que el dióxido de carbono es mayoritariamente absorbido por los océanos, pero los ecosistemas costeros y aquellos asociados a los mismos también representan un gran sumidero de carbono (Mcleod *et al.*, 2011; Howard *et al.*, 2017; Lovelock & Duarte, 2019). A su vez, los ecosistemas costeros son de vital importancia para el planeta, por los servicios ecosistémicos que brindan. Dentro de las funciones y procesos que naturalmente ocurren en ellos se pueden mencionar la disipación de la energía de las olas que limita los efectos del aumento del nivel del mar, su función como filtros naturales de agua y de secuestro de carbono, entre otros (Barbier *et al.*, 2011; Martinetto *et al.*, 2016; Howard *et al.*, 2017, 2018). En el último informe del IPCC (IPCC, 2023), se nombra al carbono azul como una forma de reducir las emisiones o aumentar la remoción y almacenamiento de carbono.

1.2 Carbono azul

El carbono azul es el carbono secuestrado y almacenado por las raíces, hojas, tallos y sedimentos de la vegetación de los ecosistemas costeros vegetados como los manglares, praderas de pastos marinos y bañados salinos (Chmura *et al.*, 2003; Duarte *et al.*, 2005; Mcleod *et al.*, 2011; Brown *et al.*, 2016; Howard *et al.*, 2017, 2018; Sousa *et al.*, 2017; IPCC,

2018; Lovelock & Duarte, 2019). Estos ecosistemas funcionan como sumideros naturales de carbono, depositando material orgánico de toda la cuenca hidrográfica en la cual se encuentran, consiguiendo así abarcar un área mucho mayor que la ocupada por el ecosistema. Además, poseen una tasa de secuestro de carbono más eficiente que los ecosistemas terrestres (Mcleod *et al.*, 2011; Brown *et al.*, 2016; Howard *et al.*, 2017).

La alta eficiencia en el depósito de carbono se debe a que estos sistemas costeros presentan una estructura compleja de raíces y una abundante cobertura vegetal, lo que favorece a que el carbono se almacene no solo en la biomasa vegetal, sino también en el sedimento (Duarte *et al.*, 2005; Mcleod *et al.*, 2011; Howard *et al.*, 2017, 2018; Sousa *et al.*, 2017). El aumento en la producción de biomasa enterrada junto a otros aspectos fisicoquímicos del sedimento, concretamente la anoxia que en ellos se da, evita la descomposición/oxidación de materia orgánica, posibilitando un mayor almacenamiento de carbono en los sedimentos de estos ambientes (Chmura *et al.*, 2003; Sousa *et al.*, 2017). A su vez, al ser ambientes deposicionales, tienen la potencialidad de retener en sus sedimentos carbono de miles de años, evitando su oxidación y emisión, razón por la cual representan ambientes con gran potencialidad para la mitigación del cambio climático (Duarte *et al.*, 2005; Nellemann *et al.*, 2009; Mcleod *et al.*, 2011; Howard *et al.*, 2017, 2018). Debido a las características mencionadas, estos ecosistemas poseen una capacidad casi ilimitada de almacenamiento, adaptándose a los cambios en el nivel del mar y manteniendo el ecosistema saludable sin saturarse (Chmura *et al.*, 2003; Mcleod *et al.*, 2011; Howard *et al.*, 2017).

A pesar de la gran importancia que revisten, estos ecosistemas se encuentran fuertemente amenazados por actividades antrópicas (Nellemann *et al.*, 2009). Se estima que se perdieron aproximadamente un 67 % de los manglares mundiales, un 35 % de los humedales salinos, y un 29 % de las praderas marinas, y las cifras de pérdidas estimadas para los próximos 100 años no son muy esperanzadoras (Pendleton *et al.*, 2012; Howard *et al.*, 2018). Actualmente se destruyen entre 340.000 y 980.000 hectáreas de estos ecosistemas anualmente (Murray *et al.*, 2011; Howard *et al.*, 2018). A su vez, estos sistemas al ser ambientes costeros, se encuentran propensos a ser urbanizados para la construcción edilicia y muchas veces su cercanía con los puertos aumenta la amenaza de especies invasoras (Mcleod *et al.*, 2011). Dichos ambientes también se encuentran afectados por procesos de deforestación, eutrofización y dragado de tierra con remoción de la vegetación, lo cual implica además de un compromiso en la viabilidad del ecosistema, la exposición de sedimentos a la atmósfera (Mcleod *et al.*, 2011; Howard *et al.*, 2018). Esto ocasiona que en contacto con el oxígeno atmosférico se favorezca la formación CO₂ provocando emisiones de GEI (Howard *et al.*, 2018), convirtiendo estos ecosistemas sumideros en fuentes de carbono. Además, el propio cambio climático, al cual pueden ayudar a mitigar, es una fuerte amenaza

para su conservación debido a que favorece la desaparición de estos ecosistemas (ej. aumento del nivel del mar y aumento de temperatura del agua en sistemas someros) (Mcleod *et al.*, 2011; Howard *et al.*, 2018).

Estos ecosistemas actualmente almacenan un aproximado de 30 mil millones de toneladas de carbono en las casi 200 millones de hectáreas que ocupan globalmente, evitando la emisión de 304 millones de toneladas de carbono hacia la atmósfera al año (Macreadie, *et al.*, 2021), de allí su importancia en la conservación de los mismos.

1.3 Bañados salinos y pastos marinos

Los bañados salinos o marismas son ecosistemas costeros ubicados en la interfase tierra agua, regularmente se inundan y están cubiertos de vegetación generalmente dominada por plantas herbáceas como pastos y juncos adaptados a la salinidad del lugar (Chmura *et al.*, 2003; Howard *et al.*, 2017; Mcowen *et al.*, 2017). Estos ecosistemas se forman en las costas blandas, con poca acción de las olas donde no es posible la formación de manglares debido a condiciones climáticas. La vegetación se encuentra distribuida en diferentes estratos según la tolerancia a la salinidad, niveles de oxígeno, profundidad del sustrato, entre otros factores (Isacch *et al.*, 2010; Mcowen *et al.*, 2017; Howard *et al.*, 2017).

Al igual que los bañados salinos, los pastos marinos se encuentran en áreas intermareales, zonas someras, totalmente sumergidas y bien iluminadas (Howard *et al.*, 2017). Éstos son plantas herbáceas con flor (angiospermas) que crecen en el fondo de ecosistemas someros. Generalmente se presentan en grandes praderas, que crecen sobre un sustrato suave (limo, arcilla o arenas), donde su gran sistema radicular puede extenderse (Lara-Domínguez, 2005). Algunos autores no consideran especies como *Ruppia marítima* o *Zannichellia palustris* como pastos marinos ya que son especies que toleran bajos niveles de salinidad (Howard *et al.*, 2018), de todas formas, para el concepto de carbono azul que considera ecosistemas costero-marinos vegetados, estas especies sí son consideradas (Patterson, 2016; Howard *et al.*, 2019; Hatje *et al.*, 2023). Además de atenuar la acción de las olas y prevenir la erosión costera, siendo un ecosistema sumergido, brinda un área de cría y refugio para diversas especies de peces, moluscos y crustáceos (Mcowen *et al.*, 2017; Howard *et al.*, 2017).

Uruguay exhibe una serie de lagunas costeras originadas por un retroceso del mar en el Holoceno (García-Rodríguez, 2002; Bracco, 2003; Fernández, 2011). Estas lagunas son ecosistemas costeros someros que se encuentran conectados periódica o permanentemente con el océano Atlántico, mediante una barra arenosa, originando en sus márgenes bañados de carácter salino debido a la intrusión del mar (Conde & Rodríguez-Gallego, 2002; Isacch *et al.*, 2006; Fernández, 2011; Ministerio de Ambiente, 2019). Estas lagunas se ven afectadas

tanto por la influencia marina como por los afluentes y las precipitaciones (Rodríguez-Gallego *et al.*, 2003), generando a su alrededor humedales los cuales también se ven influenciados por el agua salobre pudiendo así ser potenciales reservorios de carbono azul.

En estos sistemas la vegetación de macrófitas predominante, y asociada al ecosistema del humedal presenta tanto emergentes en la zona litoral próxima al cuerpo principal de la laguna, así como sumergidas y flotantes (Conde *et al.*, 2003). Entre las especies de macrófitas emergentes más representativas de las marismas uruguayas, se destacan *Scirpus americanus*, *Scirpus maritimus*, *Juncus acutus* y *Schoenoplectus californicus*, entre otros (Conde *et al.*, 2003; Isacch *et al.*, 2006). A su vez, en algunas de estas lagunas, se han registrado parches de macrófitas sumergidas de las especies *Ruppia marítima* y *Zannichellia palustris* como ser en Castillos y Rocha (Bonilla *et al.*, 2006; Rodríguez-Gallego *et al.*, 2012, 2015; Nin *et al.*, 2017; DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2020).

1.4 Antecedentes sobre carbono azul

A nivel regional se han realizado estudios en humedales y manglares de la región amazónica de Brasil donde se ha encontrado que los reservorios de carbono son mucho mayores a los que se presentan en ecosistemas terrestres (Kauffman *et al.*, 2018). Para Uruguay, a pesar de presentar una extensión de 670 km de ambientes costero-marinos sobre las costas del Río de la Plata y el Océano Atlántico (Laborde *et al.*, 2000; Trimble *et al.*, 2010), solamente se encontraron dos estudios no publicados sobre la temática carbono azul luego de una revisión bibliográfica exhaustiva. El primer trabajo evaluó el almacenamiento de carbono en los humedales asociados al arroyo Maldonado con un enfoque económico (Pucciarelli *et al.*, 2019). El segundo, es una tesina realizada en el humedal bajo del Río Santa Lucía, con valores que oscilaron entre 68,7 y 114,8 MgC ha⁻¹ (Eugui, 2024).

Los humedales en Uruguay ocupan 2,6 millones de ha, lo que corresponde al 13,6 % del territorio nacional, siendo así el segundo ecosistema más representado luego de las praderas terrestres (Sosa *et al.*, 2023). Solamente considerando los humedales que reúnen las características para ser potenciales reservorios de carbono azul, esta área se ve reducida a unas 36.970 ha, lo que corresponde a un 1,4 % de la superficie cubierta por humedales del país (Sosa *et al.*, 2023). Los humedales en Uruguay han sido estudiados desde muchos puntos de vista, pero a pesar de la gran importancia que tienen estos ambientes y el alto potencial como herramienta de mitigación sobre el cambio climático, se cuenta con poca información acerca de la cantidad de carbono azul que éstos almacenan. El hecho de abordar aspectos relacionados a la cuantificación de las reservas de carbono en estos ambientes

revalorizaría la importancia de conservación de estos ecosistemas tan amenazados globalmente.

A partir de los antecedentes sobre carbono azul y de las lagunas costeras de Uruguay, resulta relevante analizar los almacenes de carbono azul en las zonas de humedales y pastos sumergidos de las lagunas costeras. Para ello, se eligió la Laguna de Castillos como caso estudio.

2 OBJETIVOS

2.1 General

Cuantificar la cantidad de carbono almacenado en el humedal salino compuesto por *Schoenoplectus californicus* y la pradera de pastos marinos de la Laguna de Castillos.

2.2 Específicos

1. Para la matriz sedimentos, establecer una relación empírica que vincule los resultados de materia orgánica obtenidos por el procedimiento de pérdida por ignición con los de carbono orgánico obtenidos a partir de un analizador automático de elementos.
2. Establecer una curva alométrica que relacione la altura de la planta con la biomasa viva para la especie *Schoenoplectus californicus*.
3. Estimar el carbono almacenado en biomasa aérea, subterránea y sedimentos en los sitios dominados por *Schoenoplectus californicus* y pastos marinos en la Laguna de Castillos.
4. Comparar el contenido de carbono orgánico entre zonas con igual vegetación y características fisicoquímicas diferentes.
5. Contrastar los resultados obtenidos en este trabajo con abordajes similares a nivel regional.

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

La Laguna de Castillos se encuentra en el sureste del departamento de Rocha, Uruguay (34°19'S – 53°55'W), presenta una superficie de 90 km² y se conecta al Océano Atlántico mediante el arroyo Valizas (Rodríguez-Gallego *et al.*, 2003) (Figura 2). Su cuenca abarca una superficie de 1.376 km², en la cual se incluye la superficie de la laguna y el arroyo de 16 km de largo (Ministerio de Ambiente, 2019). El arroyo Valizas, posee un régimen estuarino debido a la conexión con el océano Atlántico, presenta una barra arenosa en su desembocadura que regula la entrada de agua salobre (Fernández, 2011) y genera una conexión intermitente mediante la apertura/cierre de la barra (DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2019). La profundidad de la laguna varía entre 0,4 a 2,7 m, con un valor promedio de 1,4 ± 0,4 m (DINACEA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2021).

Entre sus tributarios, además del arroyo Valizas, se encuentran los arroyos Castillos, del Sauce y del Consejo en la zona norte de la laguna y hacia la zona oeste los arroyos de las Piedras, Chafalote y Don Carlos. Dentro de su cuenca se destaca el uso del suelo para fines de forestación, agricultura y ganadería, siendo la urbanización un porcentaje menor (0,3 %) (Rodríguez-Gallego *et al.*, 2017).

La Laguna de Castillos es un ambiente salobre y se encuentra incluida dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) de Uruguay desde el año 2020, donde está clasificada como paisaje protegido. También está declarada como parte de la Reserva de Biósfera de Bañados del Este por parte de la UNESCO (Nin *et al.*, 2011; DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2019) y se destaca como sitio RAMSAR debido a la diversidad de aves, mamíferos y reptiles que allí se encuentran. A su vez funciona junto al arroyo Valizas como corredor biológico (Nin *et al.*, 2011; Ministerio de Ambiente, 2019). Los humedales salinos se ubican en las planicies de inundación del arroyo Valizas y la Laguna de Castillos, conformando un anillo de juncos alrededor de la laguna donde predomina la especie *Schoenoplectus californicus* y, dentro del espejo de agua, en las zonas menos profundas cerca de la orilla, se pueden encontrar praderas de pastos marinos compuesta por *Ruppia marítima* y *Zannichellia palustris* (Bonilla *et al.*, 2006; Rodríguez-Gallego *et al.*, 2012; DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2019; Ministerio de Ambiente, 2019).

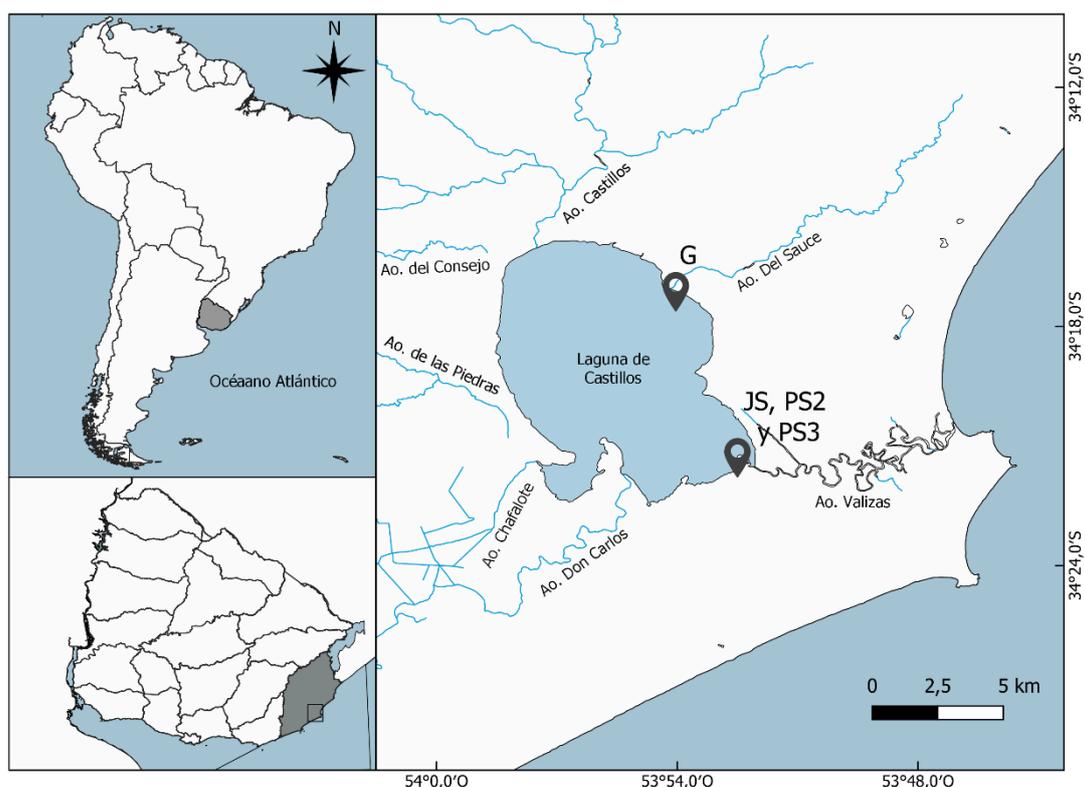


Figura 2. En la parte superior izquierda se indica la ubicación de Uruguay en América del Sur, debajo se señala el departamento de Rocha, donde se ubica la Laguna de Castillos. A la derecha se ve en detalle el mapa de la Laguna de Castillos, donde se indica la laguna y el Arroyo Valizas, conexión de la laguna al océano Atlántico, así como los puntos del muestreo de este estudio al norte (G: Guardia) y sur (JS: Juncos Sur, PS2: Pastos Sur 2 PS3: Pastos Sur 3) de la laguna.

3.2 Colecta de muestras

La colecta de muestras se llevó a cabo en un único muestreo durante la temporada estival en marzo del 2021 siguiendo la metodología propuesta por Howard *et al.* (2018), donde se detallan los métodos estandarizados para la determinación de carbono en ecosistemas de carbono azul. En este sentido, en el campo se identificaron y seleccionaron diferentes tipos de vegetación: juncal y vegetación sumergida (pastos marinos).

Las zonas de juncal fueron identificadas tanto en la zona norte como en la sur de la laguna, mientras que la vegetación sumergida se localizó únicamente en la zona sur. Se establecieron cuatro estaciones de muestreo: una al norte (G con juncos) y tres al sur (JS con juncos, PS2 y PS3 con diferente porcentaje de cobertura de vegetación sumergida) (Figura 2 y Tabla 1). Estas estaciones se eligieron según la posibilidad de acceso al territorio durante el muestreo.

Las dos estaciones con juncas fueron subdivididas en tres parcelas al azar para tener una mayor representatividad. En las dos estaciones cubiertas con vegetación sumergida se seleccionó una única parcela con diferente porcentaje de cobertura (Figura 3).

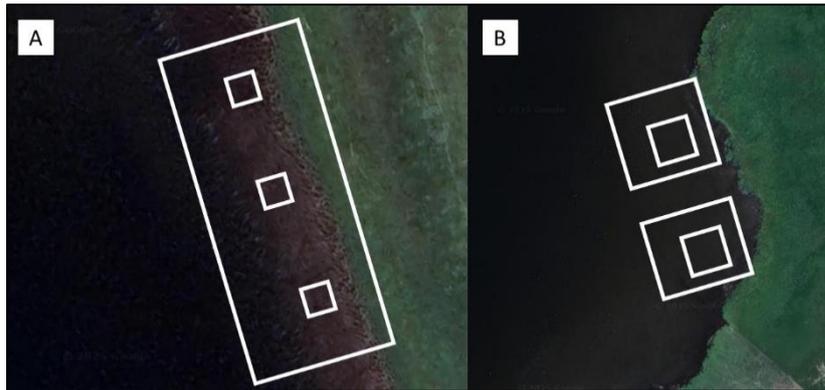


Figura 3. Diseño de muestreo. **A.** Estaciones de juncales. **B.** Estaciones de vegetación sumergida. El recuadro más grande indica la estación y los recuadros dentro indican las parcelas donde efectivamente se tomaron muestras.

En cada estación, se tomó una única medición de variables fisicoquímicas del agua (temperatura, salinidad y conductividad) con una sonda multiparamétrica *YSI pro plus* y se midió la profundidad del sustrato con varilla metálica de 2 m.

Dentro de cada parcela, se tomaron muestras de aproximadamente 250g de sedimento superficial con una pala para realizar análisis granulométricos por tamizado.

A su vez se colectó un testigo de sedimento por estación con barrena rusa (con medio tubo de PVC de 5 cm de diámetro y 50 cm de largo) para la estimación de materia orgánica total (MOT), carbono orgánico (C_{org}) y análisis de granulometría láser (Howard *et al.*, 2017, 2018).

Para la estimación de biomasa aérea viva, en cada parcela se determinó la cobertura de *Schoenoplectus californicus* (especie predominante en el área de estudio) con un cuadrante de 30x30 cm donde en cada uno se contabilizó la cantidad de tallos y se midió la altura de cada uno de éstos. Para la elaboración de la curva alométrica se recolectaron al menos 50 tallos de esta especie (ver sección 3.4 Tratamiento de datos). La cobertura de la vegetación sumergida fue estimada visualmente y expresada en % de sustrato cubierto.

Las muestras para estimar la biomasa subterránea se tomaron en cada parcela utilizando un corer metálico de 10 cm de diámetro y 25 cm de largo. En el caso de la vegetación sumergida, este muestreo incluyó también la porción aérea viva de las plantas, lo que permitió estimar la biomasa aérea en función de la cobertura.

Tabla 1. Estaciones de muestreo, ubicación, vegetación presente y cobertura de la misma.

Nombre de la estación	Coordenadas	Vegetación (cobertura)
G (Guardia)	34° 17' 7,0" S, 53° 54' 2,2" W	<i>Schoenoplectus californicus</i>
JS (Juncos Sur)		<i>Schoenoplectus californicus</i>
PS2 (Pastos Sur 2)	34° 21' 16,8" S, 53° 52' 30,0" W	Vegetación sumergida (20 %)
PS3 (Pastos Sur 3)		Vegetación sumergida (100 %)

3.3 Análisis de laboratorio

En el laboratorio, los diferentes testigos de sedimentos (n=4) se describieron visualmente mediante la Carta de Colores de Suelo Munsell, y luego se seccionaron en intervalos de 1 centímetro de espesor (de ahora en adelante submuestras) para su posterior análisis de % MOT. En base a la distribución vertical de los valores de materia orgánica (%), se seleccionaron submuestras representativas de los diferentes estratos identificados para la determinación de % C_{org} por analizador automático de elementos y granulometría por difracción láser.

3.3.1 Descripción del testigo mediante carta Munsell

Los testigos fueron clasificados visualmente utilizando la Carta de Colores de Suelo Munsell, debido a que el color del suelo/sustrato tiene una relación con la composición del mismo (mineralogía, contenido de material orgánico, entre otros). Esta carta, utiliza matiz, claridad y pureza para evaluar el color del suelo/sustrato. Se anota como matiz claridad/pureza (ej. 5Y 8/2 que significa que el color es 5 amarillo en la tabla, la claridad es 8 y la pureza 2).

3.3.2 Granulometría

Se realizaron dos tipos de análisis granulométrico. Por un lado, se colectaron muestras de sedimento superficial (n=4) en cada sitio para su análisis por tamizado, siguiendo el protocolo de Sugio (1973). Por otro lado, debido a la escasa cantidad de material disponible en los testigos de sedimento, las submuestras correspondientes a cada estrato identificado fueron analizadas mediante difracción láser.

Para el análisis granulométrico por tamizado, se secó un peso conocido de sedimento húmedo de aproximadamente 250 g en la estufa a 60 °C hasta obtener peso constante (aproximadamente 72 hs), luego se pesó (peso seco total) y se volvió a remojar por al menos 24 horas. Para separar los fangos se utilizó un tamiz de 63 µm colocado en un agitador de

tamices agregando agua de forma continua hasta que esta saliera clara. El sedimento retenido en el tamiz de 63 μm se secó, pesó (se lo denominó peso seco grueso) y se pasó por un conjunto anidado de tamices de diferente tamaño de malla utilizando el mismo tamizador. El sedimento retenido en cada tamiz fue pesado y clasificado por tamaño utilizando la escala de Wentworth (1922), para la clasificación granulométrica del mismo. El programa *Gradistat v9.1* fue utilizado para el análisis granulométrico, obtención de fracciones granulométricas y clasificación de grupo textural (Blott & Pye, 2001).

Complementariamente para determinar la granulometría en los diferentes testigos, partir de los estratos identificados en cada uno de ellos, se enviaron submuestras representativas de cada uno para el análisis granulométrico mediante difracción láser al Instituto Oceanográfico de la Universidad de San Pablo (IO-USP).

3.3.3 Determinación del carbono orgánico almacenado en los sedimentos

De acuerdo con lo establecido en Howard *et al.* (2018), para determinar el carbono orgánico almacenado en los sedimentos debe establecerse la densidad aparente en seco y el contenido de carbono orgánico. Para el presente análisis, la estimación del contenido de carbono orgánico se realizó a partir del contenido de materia orgánica total, mediante la aplicación de una ecuación de conversión (ver sección 3.4 Tratamiento de datos).

Densidad aparente en seco (DAp)

En los diferentes estratos del testigo de sedimento se determinó la densidad aparente en seco del sedimento a partir de la masa de una muestra seca y su volumen original, siguiendo la siguiente fórmula:

Ecuación 1. Densidad aparente del material seco

$$\text{Densidad aparente del material seco (g cm}^{-3}\text{)} = \frac{\text{Masa de sedimento seco (g)}}{\text{Volumen original de la muestra (cm}^3\text{)}}$$

Para este estudio, el sedimento se colectó utilizando jeringas graduadas donde se tomaron aproximadamente 2 cm^3 , los cuales se pesaron en fresco y posteriormente se secaron hasta por 48 hs a 60 °C (Figura 4).

Materia orgánica total (MOT)

En el presente estudio, el contenido de carbono orgánico se determinó a partir de los valores obtenidos de materia orgánica total (MOT).

Para cada intervalo de 1 cm de espesor, la MOT se determinó de acuerdo con el procedimiento detallado en Byers *et al.* (1978). En este sentido, se pesó un volumen conocido

de sedimento húmedo, se secó por 48 hs a 60 °C y luego se colocó en la mufla a 500 °C durante 3 hs.

Ecuación 2. Porcentaje de Materia Orgánica Total

% MOT por pérdida por ignición =

$$\left(\frac{\text{Masa seca antes de la combustión (mg)} - \text{Masa seca después de la combustión (mg)}}{\text{Masa seca antes de la combustión (mg)}} \right) \times 100$$

Carbono orgánico (C_{org})

Debido a que los sedimentos presentan una fracción de carbono orgánico e inorgánico (carbonatos), se debió realizar un pretratamiento de las mismas para eliminar la fracción de carbono inorgánico. Este pretratamiento se realizó en el Laboratorio de Oceanografía y Ecología Marina de la Facultad de Ciencias. Para esto, se seleccionaron muestras de los diferentes estratos de los testigos previamente identificados y se secaron en estufa a 60 °C durante 18 hs. Luego las muestras fueron acidificadas con HCl 1N hasta $\text{pH} \leq 2$ y a continuación se lavaron repetidamente con agua destilada hasta alcanzar un pH neutro (Ryba & Burgess, 2002; Howard *et al.*, 2017, 2018). El sedimento pretratado con ácido se secó, homogeneizó en mortero de ágata y se colocó un peso conocido en cápsulas de estaño.

Utilizando el contenido de carbono orgánico en porcentaje y la densidad aparente en seco (DAP), se obtuvo la densidad de carbono en el sedimento para cada sección.

Ecuación 3. Densidad de carbono orgánico en cada sección del testigo.

$$\text{Densidad de } C_{org} \text{ en el sedimento (g cm}^{-3}\text{)} = \text{DAP (g cm}^{-3}\text{)} \times \left(\frac{\% C_{org}}{100} \right)$$

Con esta densidad, se calculó el contenido de carbono de cada una de las secciones del testigo.

Ecuación 4. Carbono orgánico por sección de testigo.

$$\begin{aligned} C_{org} \text{ por sección (g cm}^{-2}\text{)} \\ = \text{Densidad de } C_{org} \text{ en el sedimento (g cm}^{-3}\text{)} \times \text{grosor del intervalo (cm)} \end{aligned}$$

Ecuación 5. Carbono orgánico en el total del testigo de sedimento.

$$\begin{aligned} C_{org} \text{ en sedimentos (MgC ha}^{-1}\text{)} \\ = \Sigma C_{org} \text{ de las secciones del testigo} \times \left(\frac{1 \text{ Mg}}{1.000.000 \text{ g}} \right) \times \left(\frac{100.000.000 \text{ cm}^2}{1 \text{ ha}} \right) \end{aligned}$$

En este estudio, y debido a las limitaciones en la extracción de los testigos, el análisis se realizó hasta los 50 cm de profundidad. Sin embargo, para facilitar la comparación con otros estudios y considerando que la profundidad del sustrato blando superaba el metro, se

promediaron los últimos 3 cm de carbono orgánico (Corg) medidos y se utilizó ese valor para extrapolar los resultados hasta 1 metro de profundidad, asumiendo una concentración constante de carbono entre los 50 y 100 cm del perfil.



Figura 4. Metodología utilizada para la determinación de carbono orgánico. De izquierda a derecha: submuestras del testigo PS3 para determinación de MOT, cápsulas con muestras de sedimento previas a secar, y muestras preparadas para moler en el mortero previo a encapsulamiento.

3.3.4 Carbono en biomasa viva aérea

Para la obtención del porcentaje de carbono en la biomasa aérea, submuestras de juncos y pastos marinos se secaron a 60 °C hasta alcanzar peso constante. Posteriormente, se molieron con mortero de ágata, y aproximadamente 1,5 mg de muestra molida se colocó en una cápsula de estaño para su posterior análisis por analizador automático de elementos.

En los juncos, la cantidad de carbono se determinó multiplicando la biomasa (g) determinada por la ecuación alométrica obtenida en la sección 3.4 Tratamiento de datos, por el porcentaje de carbono (factor de conversión) determinado a través del analizador de elementos. Esto se realiza para cada tallo del cuadrante medido en campo. Posteriormente, se sumaron todos los valores individuales obtenidos para determinar el contenido total de carbono (gC) para el tamaño del cuadrante (cm²) (Ecuación 6).

En los pastos, la biomasa seca de cada corer se multiplicó por el porcentaje de carbono (factor de conversión) determinado a través del analizador de elementos. Posteriormente se realizó una extrapolación entre el área del corer y el cuadrante (cm²). El contenido de carbono se determinó utilizando la siguiente ecuación:

Ecuación 6. Carbono Orgánico en biomasa aérea viva

$$C_{org} \text{ en biomasa viva } (gC \text{ cm}^{-2}) \\ = \frac{\text{Biomasa estimada de la planta } (gC) \times \text{Factor de conversión de carbono}}{\text{Área de la parcela } (cm^2)}$$

3.3.5 Carbono en biomasa viva subterránea

Las muestras de las diferentes raíces (sumergidas y emergentes) colectadas mediante un corer se lavaron sobre un tamiz de 1 mm para separar raíces de sedimento. Las raíces se secaron a 60 °C por 72 hs y se pesaron antes y después de este procedimiento.

Ecuación 7. Biomasa subterránea

$$\text{Biomasa subterránea } (g) = \frac{\text{Masa seca de la muestra } (g)}{\text{Masa húmeda de la muestra } (g)}$$

Ecuación 8. Biomasa subterránea por corer

$$\text{Biomasa subterránea por corer } (g \text{ cm}^{-2}) = \frac{\text{Biomasa subterránea } (g)}{\text{Área muestreada } (cm^2)}$$

Al igual que con las muestras de sedimento y biomasa aérea, para la biomasa subterránea también se enviaron las muestras para analizar el contenido de carbono orgánico, aproximadamente 2,9 mg. De este análisis se obtuvo un valor de conversión para la estimación indirecta del contenido de carbono orgánico a partir de la biomasa subterránea.

Ecuación 9. Carbono orgánico en biomasa subterránea

$$C_{org} \text{ en biomasa subterránea } (gC \text{ cm}^{-2}) \\ = \text{Biomasa por corer } (g \text{ cm}^{-2}) \times \text{Factor de conversión de carbono}$$

Las cápsulas de estaño para los análisis de contenido de carbono mediante analizador automático de elementos de todas las matrices (sedimentos, biomasa aérea viva y biomasa subterránea), que establece el contenido de carbono, fueron enviadas a las instalaciones de la University of North Carolina, Centre for Marine Science, Wilmington, USA, el cual realizó los análisis correspondientes.

Todos los resultados de carbono obtenidos en cada matriz fueron transformados a unidades estándar para este tipo de trabajos (MgC ha⁻¹).

3.4 Tratamiento de datos

3.4.1 Relación empírica entre el % MOT y el % C_{org}

Mediante un gráfico de dispersión y un único análisis de regresión utilizando el conjunto total de submuestras extraídas de los cuatro testigos, utilizando el programa SigmaPlot 10.0, se formuló una ecuación con el fin de establecer la relación entre el contenido de materia orgánica (% MOT) obtenida por la metodología de pérdida por ignición con el contenido de carbono orgánico (% C_{org}) de la misma submuestra obtenida por espectrometría de masas. Se analizaron un total de 11 submuestras seleccionadas de los cuatro testigos para luego poder aplicar la conversión obtenida a todas las submuestras de los testigos colectados.

El contenido de carbono orgánico para cada submuestra (% C_{org}) se determinó a partir del porcentaje de materia orgánica (% MOT) y utilizando la relación empírica obtenida mediante la regresión previa. Este procedimiento brinda una medida semicuantitativa del contenido de carbono orgánico el cual se determinó a partir de la relación entre el carbono y la materia orgánica (Howard *et al.*, 2018). A partir de allí, se sumó el valor de carbono obtenido en cada uno de los estratos para obtener el carbono almacenado en cada testigo.

3.4.2 Obtención de curva alométrica

Para establecer una curva alométrica que relacione el largo del tallo de *S. californicus* con la biomasa del mismo se siguió el protocolo descrito en Howard *et al.* (2018). Con los datos de altura de los tallos de *S. californicus* y peso seco, se realizó un gráfico de dispersión de la biomasa vegetal en función de la altura de la parte viva del tallo y se determinó una ecuación alométrica mediante un análisis de regresión, utilizando el programa SigmaPlot 10.0. Se evaluaron distintos modelos de regresión hasta identificar aquel que presentó el mejor ajuste a los datos. A partir de los datos obtenidos en campo, de la altura de los tallos en cada cuadrante, se aplicó a cada uno de éstos la ecuación obtenida para determinar la biomasa de cada tallo perteneciente al cuadrante, las que se sumaron para obtener la biomasa existente en cada cuadrante relevado.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterización fisicoquímica del área de estudio

La temperatura del agua osciló entre 22,0 y 27,9 °C. El muestreo en el sitio norte (G) se realizó durante la tarde, mientras que en los sitios de la zona sur (JS, PS2 y PS3) se efectuó por la mañana, lo que podría explicar la variación observada. El valor máximo se registró en la estación G, ubicada en la zona norte. En cuanto a la salinidad y conductividad, se observó un gradiente latitudinal norte-sur, con los mayores valores obtenidos en la zona sur (JS y PS) (Tabla 2). La profundidad del sustrato blando en todos los puntos muestreados fue superior a 1 m.

Tabla 2. Valores de los parámetros fisicoquímicos para cada estación tomados *in situ*, prof: profundidad; PS: Pastos Sur; JS: Juncos Sur; G: Guardia.

Estación	Temperatura (°C)	Salinidad	Conductividad (mS cm ⁻¹)	Prof. Sustrato blando (m)	Prof. columna de agua (cm)
G	27,9	7,8	14,40	>1	40
JS	24,0	10,5	17,58	>1	5
PS	22,0	10,8	17,36	>1	45

4.2 Caracterización general de los testigos de sedimento

En las zonas provistas de juncos se colectaron dos testigos uno al norte (G) y otro al sur (JS) (Figura 5 A y B).

A lo largo de los 50 cm, el testigo G presentó un color uniforme 5Y 3/1 donde alternó un veteado color 5Y 2,5/10BG hasta los 31 cm. Al tacto presentó textura limosa sin granos gruesos. Exhibió restos de detritos en toda la longitud y raíces entre los 25 y 32 cm (Figura 5A).

El testigo JS no pudo ser caracterizado con la carta Munsell ya que al momento de apertura del mismo no se contaba con ella. De todas formas, el testigo presentó un color grisáceo, con textura arenosa fina al tacto. El color se asemejó al color 5Y 3/1, color que se identificó en una réplica. Hubo presencia de detritos en los primeros 10 cm del testigo (Figura 5B).

En la zona provista de pastos marinos en el sur se analizaron dos testigos correspondientes a dos zonas con diferente cobertura vegetal: C (20 %) y D (100 %) (Figura 5 C y D).

El testigo PS2 no pudo ser caracterizado con la carta Munsell ya que al momento de apertura de este no se contaba con ella. Igualmente, el color fue uniformemente gris oscuro

a lo largo de todo el testigo con una textura lodo-arenosa al tacto. Desde la superficie y hasta los 26 cm se encontraron restos vegetales y raíces (Figura 5C).

El testigo PS3 presentó una textura fina al tacto y visualmente se observó un gradiente de color de 5Y 3/2 en la parte superior a 5Y 2.5/2 en la parte inferior del testigo. Se detectó presencia vegetal en los primeros 29 cm de testigo y conchillas de los 41,5 a los 46 cm (Figura 5D).

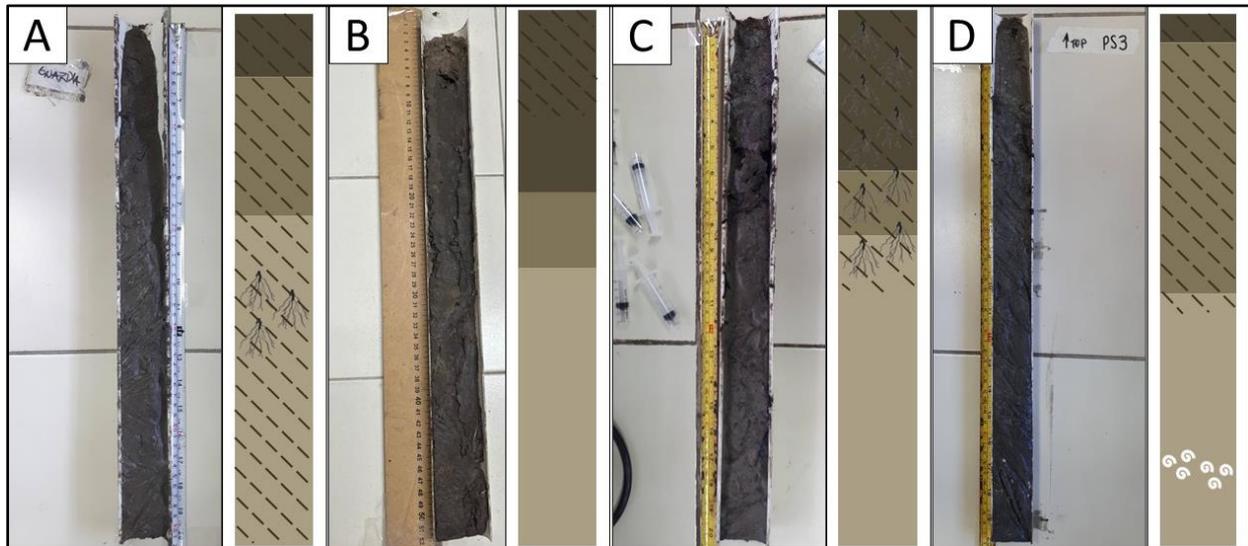


Figura 5. Fotografías de los testigos colectados y a su derecha el diagrama litológico correspondiente. Las líneas punteadas indican presencia de detritos, las raíces presencia de las mismas y las conchillas presencia de estas. A: Guardia, B: Juncos Sur, C: Pastos Sur 2 y D: Pastos Sur 3.

4.3 Granulometría y carbono orgánico en sedimento

El análisis granulométrico por tamizado de los sedimentos superficiales mostró que las muestras de la zona sur (JS, PS2 y PS3) tienen un mayor contenido de arena ($\geq 90\%$) que la zona norte (G) (Figura 6). Esta última exhibió bajo contenido de arena ($50\% >G > 10\%$) y mayor contenido de limo y arcilla, los que se presentaron en una relación mayor a 2:1 (2 partes de limo y 1 de arcilla). De acuerdo con la clasificación de Blott & Pye (2012), el sedimento superficial del sitio G presentó una textura limo arenosa (Figura 6). Aunque el testigo JS se clasifica predominantemente como de textura arenosa, presenta una proporción de sedimentos finos mayor que los sitios PS2 y PS3, situándose cerca del umbral para ser clasificado como arena limosa.

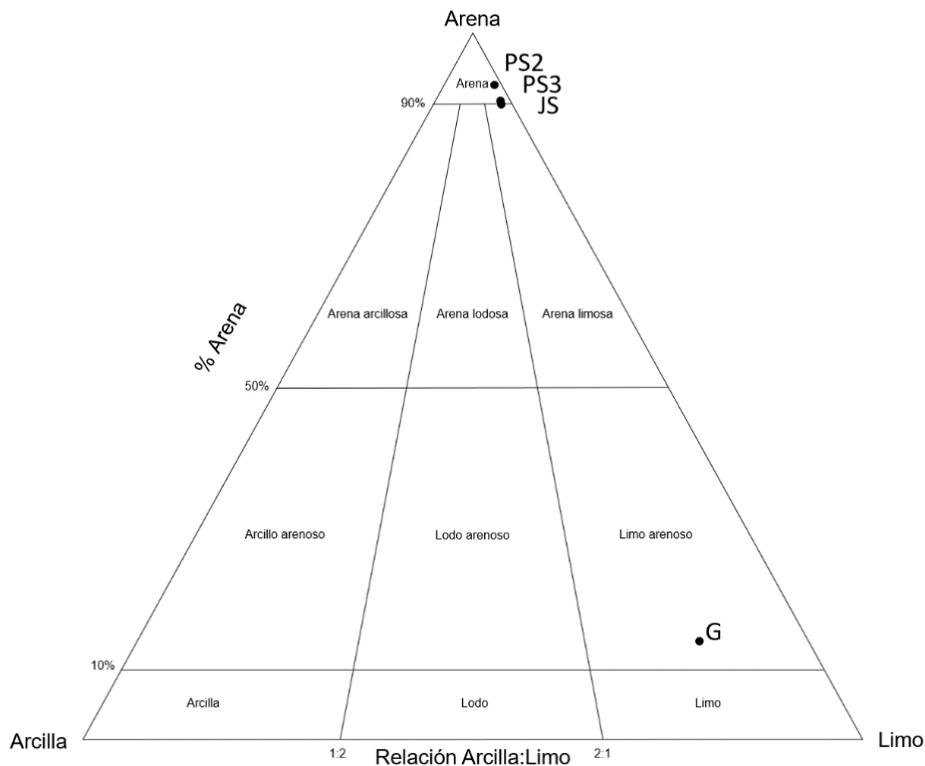


Figura 6. Clasificación textural de las estaciones muestreadas en la Laguna de Castillos según el diagrama de Shepard (1954) que relaciona limo, arcilla y arena. Los puntos indican los sitios de muestreo (PS2, PS3, JS y G).

En la estación G, ubicada al norte de la laguna, tanto el análisis granulométrico por tamizado como por difracción láser en los estratos seleccionados de los 4 testigos, mostraron una clara predominancia de fracciones finas (limo grueso y arena muy fina), con representaciones entre el 60 y 80 % (Figura 8). En contraste, los testigos de la zona sur de la laguna (JS, PS2 y PS3) presentaron fracciones ligeramente más gruesas, con mayor proporción de arenas finas (entre 40 y 70 %) y variaciones en las fracciones secundarias: arenas muy finas en JS y PS2 (entre 20 y 30 %), y arenas medias a gruesas en PS3 (hasta el 40 %) (Figura 9). Estas diferencias reflejan una heterogeneidad granulométrica entre sectores de la laguna que podría influir en la distribución de carbono orgánico.

Para el conjunto de submuestras en las que se midió tanto el porcentaje de materia orgánica total (% MOT) como el de carbono orgánico total (% C_{org}), se realizó un análisis de regresión con el fin de evaluar la relación entre ambas variables. La correlación obtenida fue alta ($r^2 = 0,92$; Figura 7), por lo que se utilizó la ecuación de la recta de regresión (Ecuación 10) para estimar el contenido de carbono orgánico a lo largo de todo el perfil, a partir de los valores de % MOT, disponibles para todos los intervalos.

Ecuación 10. Ecuación lineal de la relación MOT y C_{org}

$$y (\% C_{org}) = 0,4432 x (\% MOT) - 0,2107$$

donde: y es el porcentaje de carbono orgánico y x el porcentaje de materia orgánica total, se calculó el contenido de carbono de cada testigo.

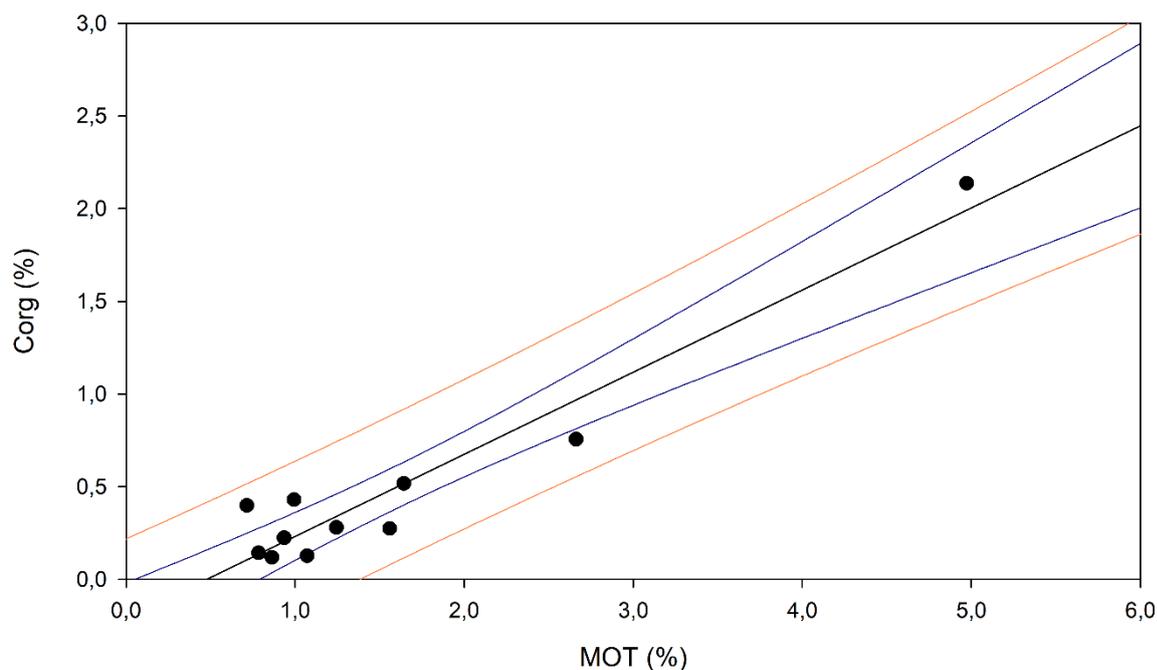


Figura 7. Regresión lineal entre el porcentaje de materia orgánica total (MOT %) y contenido de carbono orgánico (C_{org} %) obtenido mediante espectrometría de masas en los sedimentos de los dos sitios de muestreo de la Laguna de Castillos. En azul se muestra el intervalo de confianza del 95%. En naranja se muestra el intervalo de predicción del 95%.

Los perfiles de % C_{org} presentaron picos más altos en los testigos JS y PS2, con valores de 2,78 % y 2,11 % respectivamente, mientras que en los testigos G y PS3 el contenido de carbono fue menor, teniendo máximos de 1,83 % y 0,76 %. Siendo el testigo PS3 el que menor contenido de carbono poseyó (Figura 9).

Siguiendo lo establecido en las ecuaciones 3 a 5, el contenido de carbono de una muestra se encuentra directamente relacionada tanto al porcentaje de carbono orgánico como a la densidad aparente del sustrato. Por tanto, a mayor porcentaje y/o densidad del sustrato, mayor será el contenido de carbono orgánico de la muestra. En este sentido, el testigo G (zona norte) es el que tuvo mayor contenido de C_{org} alcanzando $67,78 \text{ MgC ha}^{-1}$ y PS2 (zona sur) fue el que menor contenido obtuvo con $27,75 \text{ MgC ha}^{-1}$ (Tabla 3).

Los testigos colectados en los sitios de juncos (Figura 8) presentaron mayores valores de carbono orgánico en relación a los colectados en los sitios de pastos marinos (Figura 9). A su vez, considerando los testigos tomados en los sitios con presencia de vegetación sumergida, el colectado en el sitio con más porcentaje de cobertura vegetal (PS3) presentó mayor contenido de C_{org} que el colectado en el sitio de menor cobertura (PS2) (Tabla 3).

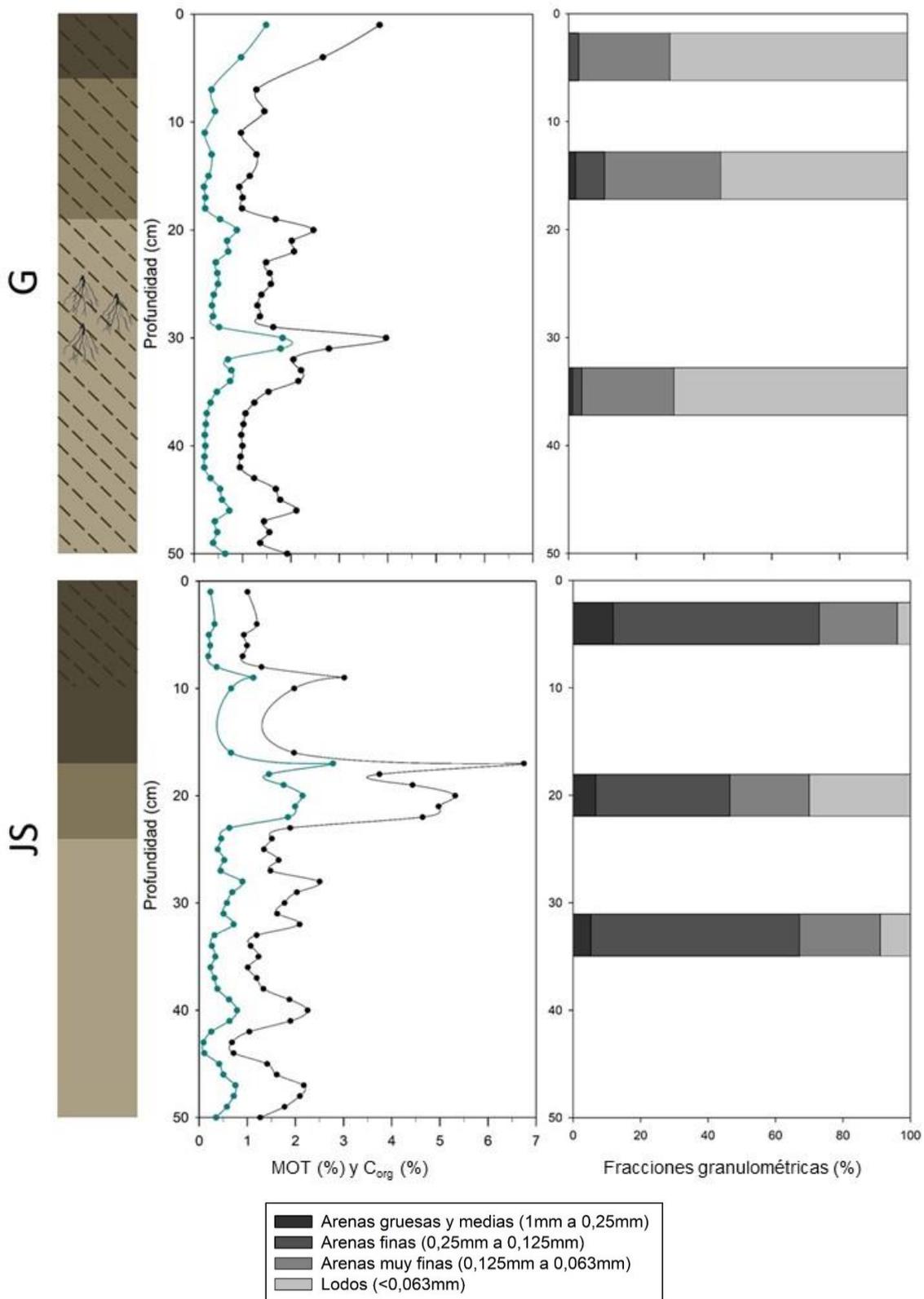


Figura 8. Perfiles de los dos testigos colectados en las zonas con juncos de la Laguna de Castillos. A la izquierda de cada imagen se encuentra una representación descriptiva de los testigos, en el centro el porcentaje de carbono orgánico (C_{org}) en azul y el porcentaje de materia orgánica (MOT) en negro, y a la derecha el porcentaje de fracciones granulométricas establecido por análisis granulométrico láser. Las líneas punteadas indican presencia de detritos y las raíces presencia de las mismas. G corresponde a la estación al norte y JS a la estación al sur de la laguna.

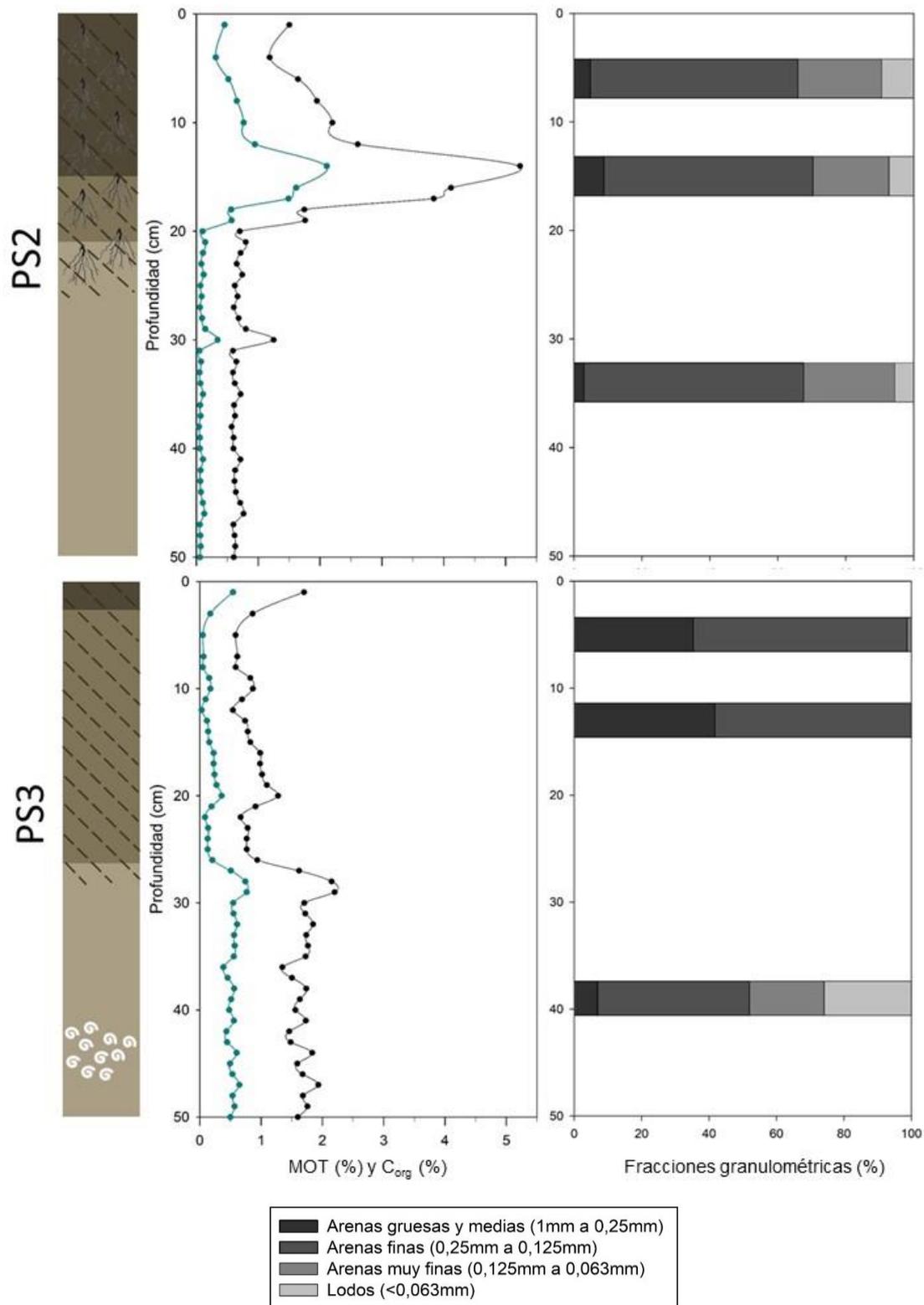


Figura 9. Perfiles de los dos testigos colectados en las zonas con pastos marinos de la Laguna de Castillos. A la izquierda de cada imagen se encuentra una representación descriptiva de los testigos, en el centro el porcentaje de carbono orgánico (C_{org}) en azul y el porcentaje de materia orgánica (MOT) en negro, y a la derecha el porcentaje de fracciones granulométricas establecido por análisis granulométrico láser. Las líneas punteadas indican presencia de detritos, las raíces presencia de las mismas y las conchillas presencia de estas. PS2 corresponde a la estación con menor cobertura de pastos sumergidos.

Tabla 3. Densidad promedio de carbono, contenido de carbono orgánico acumulado (C_{org}) en los cuatro testigos de sedimento hasta los 50 cm colectados y extrapolado hasta el metro de profundidad, y el contenido de carbono total expresado en unidades estándar ($MgC\ ha^{-1}$) de las cuatro estaciones de estudio de la Laguna de Castillos.

Testigo	Densidad de carbono promedio ($g\ cm^{-3}$)	Carbono hasta los 50 cm ($g\ cm^{-2}$)	Carbono hasta los 100 cm ($g\ cm^{-2}$)	C_{org} ($MgC\ ha^{-1}$)
G	0,006±0,004	0,34	0,68	67,78
JS	0,007±0,005	0,34	0,67	66,66
PS2	0,004±0,005	0,23	0,28	27,75
PS3	0,005±0,003	0,23	0,57	56,52

4.4 Carbono en biomasa viva aérea

4.4.1 Juncos

La densidad de los juncos en la estación JS fue mayor mientras que la estación G del norte tuvo una densidad casi un 30 % menor (Tabla 4). En cambio, la altura promedio de los tallos fue mayor en la estación G.

Para estimar la biomasa aérea, se realizó previamente una regresión (ver sección 3.4 Tratamiento de datos) donde la ecuación (Ecuación 11) que mejor se ajustó a la distribución de los valores de Biomasa seca viva vs. Altura del tallo vivo fue una exponencial ($r^2 = 0,98$) (Figura 10).

Ecuación 11. Curva alométrica exponencial que relaciona biomasa seca del tallo vivo y su altura.

$$y (\text{Peso seco vivo}) = 0,385 * e^{(0,019x (\text{Largo vivo}))}$$

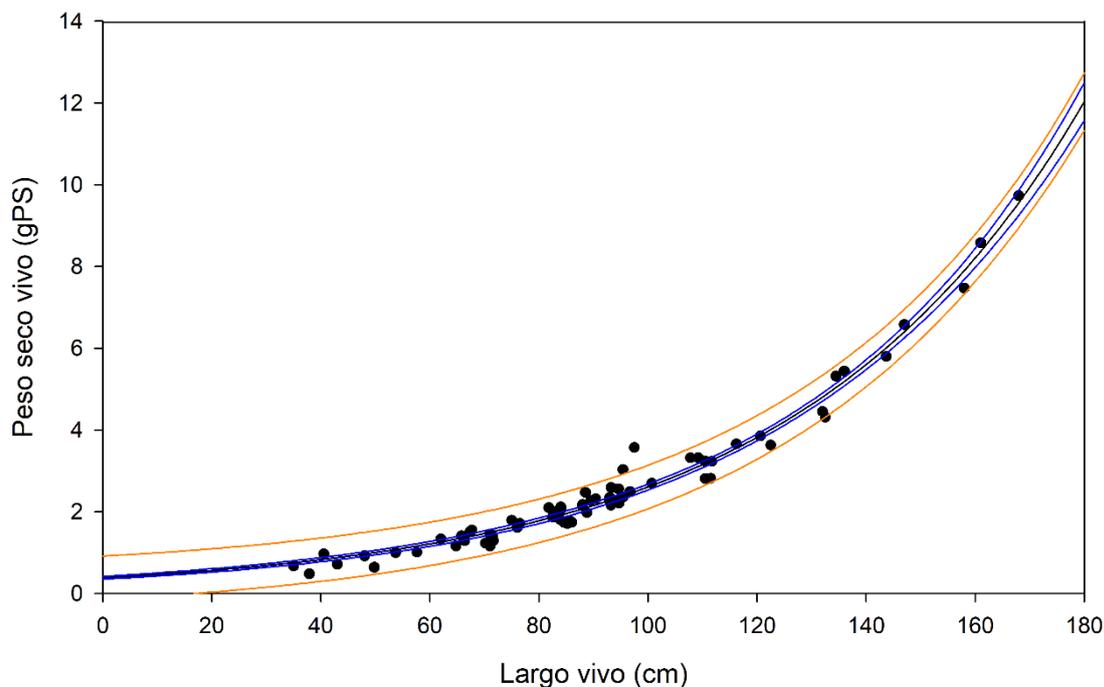


Figura 10. Curva alométrica obtenida para los juncos colectados en campo, relacionando el largo vivo de la planta con su peso seco. En azul se muestra el intervalo de confianza del 95 %. En naranja se muestra el intervalo de predicción de 95 %.

Como resultado, la biomasa fue mayor en la zona norte, con un promedio de 187,95 gPS m⁻² y una altura media de 50,7 cm por tallo vivo. En la estación JS, la biomasa y la altura del tallo fueron menores. Consecuentemente, el contenido de carbono asociado a la biomasa aérea fue de 1,15 MgC ha⁻¹ en el norte y de 0,86 MgC ha⁻¹ en el sur (Tabla 4).

Tabla 4. Densidad y biomasa promedio del tallo vivo de los juncos en las estaciones G y JS. Valor obtenido de carbono orgánico (C_{org}) para las estaciones que presentaban juncos.

Estación	Densidad (nº plantas m ⁻²)	Altura del tallo vivo (cm)	Biomasa promedio por cuadrante (gPS)	Biomasa promedio (gPS m ⁻²)	Factor de conversión	C _{org} (MgC ha ⁻¹)
G	148±28	50,7±19,0	16,92±8,53	187,95±94,72	0,61	1,15
JS	211±48	29,0±6,6	12,64±4,62	140,44±51,36		0,86

4.4.2 Pastos marinos

A pesar de presentar solo un 20 % de cobertura vegetal, la estación PS2 mostró una biomasa aérea mayor que el sitio con mayor cobertura. Como consecuencia, al

aplicar el factor de conversión del 0,41 % para estimar el contenido de carbono orgánico, PS2 registró un valor más alto de carbono orgánico en biomasa aérea (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje de cobertura de pastos marinos, biomasa y carbono orgánico obtenidos para las estaciones de pastos marinos (PS2 y PS3).

Estación	Cobertura parcela (%)	Biomasa aérea (gPS m ⁻²)	Factor de conversión	C _{org} (MgC ha ⁻¹)
PS2	20	7,56	0,41	0,36
PS3	100	5,56		0,23

4.5 Carbono en biomasa viva subterránea

Contrastando zonas con igual vegetación, la zona provista de juncos al sur (JS), presentó mayor biomasa subterránea que la zona norte (G), esto se traduce en un mayor contenido de C_{org}, ya que ambos parámetros se encuentran relacionados (Ecuación 7). Mientras que, en los parches de pastos marinos, la estación con menor porcentaje de cobertura (PS2) presentó una menor biomasa que la estación PS3, esta diferencia no fue tan marcada como en los sitios con juncos.

El porcentaje de carbono orgánico en la biomasa subterránea de los juncos fue superior al registrado en la biomasa subterránea de los pastos marinos. Asimismo, debido a la mayor biomasa subterránea presente en las zonas dominadas por juncos en comparación con aquellas dominadas por pastos marinos, se obtuvo un mayor contenido total de carbono orgánico en dichas zonas (Tabla 6).

Tabla 6. Biomasa subterránea y contenido de carbono orgánico en este compartimento para todos los puntos muestreados (G, JS, PS2 y PS3).

Estación	Biomasa subterránea (gPS cm ⁻²)	Biomasa subterránea (gPS m ⁻²)	Factor de conversión	C _{org} (MgC ha ⁻¹)
G	0,0019	0,1870	0,52	0,50
JS	0,0024	0,2378		0,67
PS2	0,0020	0,1959	0,33	0,31
PS3	0,0021	0,2125		0,34

4.6 Carbono orgánico total

Al analizar el contenido de carbono por unidad de superficie (Tabla 7 y Figura 11) se observa que cada uno de los compartimentos tiene un aporte diferencial en el total del contenido de carbono de los sitios, siendo mayor en general para las estaciones con *S. californicus*.

Sin embargo, para el cálculo del carbono orgánico total en el área de estudio se obtuvo que el C retenido en las zonas con pastos marinos es mayor, debido a su mayor superficie estimada. Para esto se consideró el área de cobertura determinado por Rodríguez-Gallego *et al.* (2012) para la especie dominante *S. californicus*. El mencionado trabajo estimó un área de 115 ha dispuesto en un cordón alrededor de toda la laguna y un máximo de cobertura de vegetación sumergida.

Partiendo de esta área y utilizando los valores promedio de los totales de C_{org} calculados en el presente estudio ($68,8 \pm 0,9 \text{ MgC ha}^{-1}$) (Tabla 7), se estimó un stock total de 7.913,15 MgC para el humedal de juncos de *S. californicus* de la Laguna de Castillos. La distribución de dicho carbono se desglosa en 7.730,30 MgC en sedimentos, 115,58 MgC en la biomasa aérea y 67,28 MgC en la biomasa subterránea.

En cuanto a la cobertura de la pradera de pastos marinos, no se dispone de bibliografía específica que estime su área, aunque esta vegetación es de presencia estacional estival, generalmente presente en verano y otoño (DINAMA *et al.*, 2020). En este contexto, se pueden considerar varios escenarios donde esta vegetación podría abarcar hasta el 25 % del área de la laguna. De acuerdo a Rodríguez-Gallego *et al.* (2003), la Laguna de Castillos cubre un área de 90 km² (9.000 ha) por lo que en un escenario de máxima cobertura (25 %), la pradera de pastos marinos podría extenderse sobre 2.250 ha. En este caso, la capacidad máxima de almacenamiento de C_{org} sería de 96.198,75 MgC, distribuidos en 94.803,75 MgC en sedimentos, 663,75 MgC en la biomasa aérea y 731,25 MgC en la biomasa subterránea, a partir del promedio obtenido entre ambos parches muestreados (PS2 y PS3) ($42,8 \pm 20,3 \text{ MgC ha}^{-1}$).

Tabla 7. Contenido de carbono por unidad de superficie en las diferentes matrices muestreadas y suma de total de carbono almacenado en las estaciones (G, JS, PS2, y PS3) en la Laguna de Castillos.

Estación	Sedimentos (MgC ha ⁻¹)	Biomasa aérea (MgC ha ⁻¹)	Biomasa subterránea (MgC ha ⁻¹)	Total (MgC ha ⁻¹)
G	67,78	1,15	0,50	69,43
JS	66,66	0,86	0,67	68,19
PS2	27,75	0,36	0,31	28,42
PS3	56,52	0,23	0,34	57,09

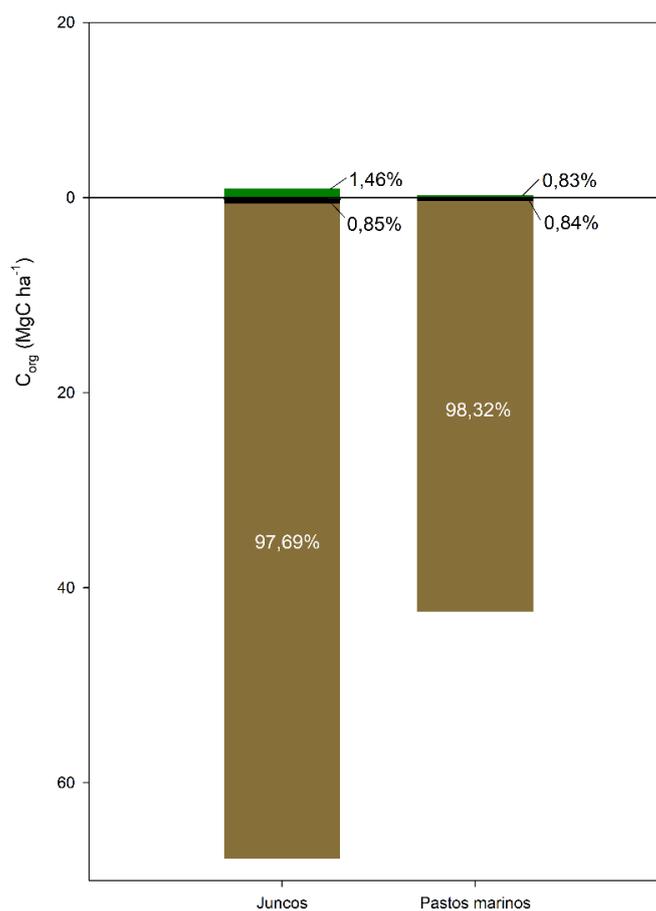


Figura 11. Carbono almacenado en cada matriz y su porcentaje en el total cuantificado en los diferentes compartimentos de la zona con juncos y con pastos marinos de la Laguna de Castillos. En verde se identifica la biomasa aérea, en negro la biomasa subterránea y en marrón los sedimentos.

5 DISCUSIÓN

5.1 Características fisicoquímicas de la laguna

5.1.1 Agua

El presente trabajo se centró en la cuantificación de almacenes de carbono azul en los humedales asociados a la Laguna de Castillos. De acuerdo a la definición, el carbono azul es aquel almacenado en ecosistemas sedimentarios asociados a cuerpos de agua salinos/salobres con vegetación que permita la sedimentación. En cuanto a la clasificación ecológica del área de estudio, la estación norte (G) se encuentra categorizada como un sistema Ts/Tp según la convención RAMSAR, es decir, pantanos y esteros poco profundos, permanentes o estacionales de agua dulce. En cambio, las demás estaciones muestreadas se encuentran hacia la desembocadura de la laguna, sobre el arroyo Valizas, y se clasifican como Sp/Ss, correspondientes a pantanos, esteros y charcas con características salinas, salobres o alcalinas (Sosa *et al.*, 2023). Sin embargo, es importante señalar que el área de estudio entera no es reconocida como humedal salino o pastizal marino frente a la UNEP (Mcowen *et al.*, 2017; UNEP-WCMC & Short, 2021). Esta situación plantea una disyuntiva, ya que los datos de salinidad relevados en este trabajo y otros estudios realizados en el área de estudio muestran que la zona norte de la laguna presenta condiciones salobres durante largos períodos de tiempo (Conde *et al.*, 2003; Rodríguez-Gallego *et al.*, 2012).

A pesar de que la Laguna de Castillos presenta un marcado gradiente de salinidad en dirección norte-sur —con valores más bajos en el norte y mayores hacia el sur, influenciados por la entrada de agua salada a través del arroyo Valizas—, los registros disponibles del Ministerio de Ambiente reportan en los datos abiertos hasta el 2020, más del 50 % de los registros con salinidad superior a 1 en las tres estaciones de monitoreo (OAN, 2024).

La conductividad promedio registrada por DINACEA-OSE-DINARA-IDR-CURE (2021) fue de $6,7 \pm 6,1$ mS cm^{-1} , valores inferiores a los registrados en este estudio, con cierta estacionalidad donde los valores aumentan en verano y otoño, directamente ligado al aumento de temperatura del agua. Esto indica un aporte significativo de materiales conductores asociado a la intrusión marina hacia la laguna. Podría estar asociado a una apertura prolongada de la barra, reflejándose en los parámetros fisicoquímicos del agua, mostrando una mayor influencia marina. Por todo esto, los humedales asociados a la Laguna de Castillos podrían clasificarse como Sp/Ss y, en consecuencia, se pueden considerar en su totalidad como ecosistema de carbono azul.

5.1.2 Sedimentos

El tamaño de grano del sedimento desempeña un papel clave en la captura de carbono, ya que, a menor tamaño de partícula, mayor es la superficie específica disponible para la adsorción de materia orgánica. En particular, las fracciones más finas, como las arcillas, no solo presentan una mayor superficie activa, sino que también poseen una elevada capacidad de intercambio catiónico, lo que favorece la retención de compuestos orgánicos y elementos asociados (Borisover *et al.*, 2015; Tournassat *et al.*, 2015). La zona sur presenta un tamaño de grano mayor debido a que la desembocadura de la laguna se encuentra sobre la formación Villa Soriano, de origen Holocénico, compuesta predominantemente por arenas (Preciozzi *et al.*, 1985). Además, su proximidad tanto a la costa como a la formación dunar de Cabo Polonio favorece la deposición de material arenoso, arrastrado por la influencia marina a lo largo del arroyo Valizas y la laguna (DINAMA, 2009). Por otro lado, la zona norte, caracterizada por granos finos, es una zona más límnic y con influencia de los arroyos Castillos y Del Sauce y una amplia zona de humedales de agua dulce (DINAMA, 2009; Burone *et al.*, 2013). Además, dado que la cuenca presenta un relieve predominantemente llano, con alturas inferiores a los 60 msnm (DINAMA, 2009), los arroyos presentan una baja pendiente y una velocidad de flujo reducida, lo que favorece el depósito de sedimentos finos (Vannote *et al.*, 1980)

Durante la recolección de muestras, se observó una coloración grisácea del sedimento en la estación norte (Figura 12), lo que sugiere una acumulación de materia orgánica parcialmente descompuesta bajo condiciones de baja disponibilidad de oxígeno. Esta condición evita los procesos de oxidación de la materia orgánica y colabora con la retención de carbono (Chmura *et al.*, 2003; Sousa *et al.*, 2017). Esto se refleja en los resultados obtenidos en este estudio, la zona norte (G) fue la que obtuvo una mayor acumulación de materia orgánica por unidad de superficie vegetada, y consecuentemente de carbono orgánico, en los sedimentos. Dichos resultados, reafirman la relación entre el contenido de materia orgánica y granulometría, donde a menor tamaño de grano hay mayor contenido de materia orgánica.



Figura 12. Coloración del sedimento expuesta tras la remoción del material superficial durante el muestreo en la estación G (norte de la laguna).

5.2 Almacenamiento de carbono

5.2.1 Sedimentos

Como se mencionó previamente, a nivel nacional, no se cuenta con estudios específicos sobre el contenido de C_{org} almacenado en los humedales de la Laguna de Castillos, por lo que la aproximación más cercana se puede realizar con una comparación de MOT. Según los informes del Ministerio de Ambiente, el rango de variación de la MOT en la Laguna de Castillos oscila entre 0,82 % y 6,67 % (DINACEA- OSE-DINARA-IDR-CURE, 2021). A su vez, de acuerdo con los datos abiertos del Observatorio Ambiental Nacional (OAN) en la estación monitoreada más cercana al sitio JS se registró una variación de entre 0,53 % y 2,46 % y la estación más cercana a la estación G entre 1,87 % y 5,24 % (OAN, 2024). Adicionalmente, Bonilla *et al.* (2006) reporta un valor de 2,6 % de MOT para la Laguna de Castillos y a pesar de que algunos valores encontrados en el presente estudio fueron inferiores a los anteriormente mencionados, el promedio se encuentra comprendido entre los mismos. A pesar de que en los estudios mencionados los resultados obtenidos en relación a la MOT fueron registrados solamente en superficie (1 a 2 cm de profundidad del sedimento), los resultados obtenidos en el presente estudio se encuentran en los mismos órdenes de magnitud que los registrados en dichos relevamientos previos.

La mayor parte del carbono orgánico se encuentra en la superficie del sedimento debido al aporte alóctono de materia orgánica y la presencia de detritos y raíces (Howard *et al.*, 2018). Por ende, es esperable que los primeros centímetros de los testigos tengan un mayor contenido de C_{org} . Sin embargo, este patrón no fue claramente observado en todos los testigos colectados, solamente PS2 evidenció esa tendencia, donde los dos primeros estratos obtuvieron en promedio un mayor contenido de MOT y por tanto de

C_{org} . El testigo PS2 presentó raíces exclusivamente en los primeros centímetros, lo cual es coherente con la morfología de los pastos marinos, ya que son vegetación de bajo porte y presentan raíces cortas, aunque las raíces pueden contribuir a la acumulación de carbono orgánico en capas sedimentarias profundas, que pueden alcanzar hasta 35 cm (Dahl *et al.*, 2016). Esto podría explicar los altos valores de MOT en los centímetros más superficiales del testigo. Por otro lado, en los testigos G y PS3 se observó una distribución de detritos a lo largo de casi todo el testigo, lo que podría enmascarar este patrón. En el caso del testigo JS, se registraron valores elevados de MOT en la zona media, lo que podría estar vinculado a la presencia de raíces a mayor profundidad, dado que los juncos poseen raíces particularmente largas (López *et al.*, 2016). Esta observación, respaldada por las Figuras 7 y 8, muestra que en los estratos donde se evidenció la presencia de raíces se registraron aumentos en el contenido de carbono orgánico. Este patrón sugiere que, además del enriquecimiento superficial esperado, la materia orgánica también se acumula en niveles más profundos debido a la capacidad de las raíces para atravesar el sedimento e incorporar carbono en profundidad (Chmura *et al.*, 2003; Dahl *et al.*, 2016; McTigue *et al.*, 2019).

5.2.2 Biomasa aérea

Los juncos de la zona norte presentaron una altura mayor que los de la zona sur, lo que podría atribuirse a un mayor aporte de nutrientes provenientes del agua de escorrentía de los afluentes de la laguna. En particular, el arroyo Castillos contribuye en mayor medida que el arroyo Valizas en términos de carga anual de nutrientes totales (PT y NT), lo cual favorece el crecimiento de la vegetación acuática (DINACEA-OSD-DINARA-IDR-CURE, 2020). Adicionalmente, la presencia de sedimentos más finos en esta área favorece una mayor retención de sustancias químicas, lo que podría contribuir al crecimiento diferencial observado. Por otra parte, de acuerdo con Howard & Rafferty (2006), tanto la biomasa como la altura de *S. californicus* se ven negativamente influenciadas por condiciones de salinidad elevada, lo que fue constatado también en los humedales del Río Santa Lucía (Sabaj *et al.*, 2017).

De acuerdo al relevamiento de cuadrantes del presente estudio, se pudo observar que había menos del 50 % de tallos vivos (49,6 % en la estación G y 36,2 % en la estación JS), lo que sugiere que el muestreo se realizó posterior a la época de biomasa viva máxima, lo que podría estar subestimando el contenido máximo de carbono orgánico de este compartimento. La biomasa de *S. californicus* se ve incrementada en primavera-verano y disminuye hacia otoño-invierno, debido a patrones fenológicos de la planta, ya mostrando indicios de senescencia a principios de otoño

(Sabaj *et al.*, 2017), de allí la importancia de coleccionar las muestras en mediados de estación estival donde la biomasa es máxima.

Es de destacar que en la revisión bibliográfica no se encontró una ecuación alométrica para esta especie y/o sitio, lo que esta podrá ser utilizada como base para cálculos de carbono en estudios futuros.

El estudio de Eugui (2024), realizado en la zona baja de los humedales del río Santa Lucía, estimó un contenido promedio de $6,4 \pm 4,5 \text{ MgC ha}^{-1}$ en *S. californicus*, valor notablemente superior al registrado en el presente trabajo ($1,15$ y $0,86 \text{ MgC ha}^{-1}$). Esta diferencia podría explicarse por la marcada variación en la altura de los tallos vivos, donde en los humedales del Río Santa Lucía ($46,1$ y $162,4 \text{ cm}$) fue mucho mayor que en la Laguna de Castillos (entre $69,7$ y $22,7 \text{ cm}$). Considerando que ya se ha señalado el efecto limitante de la salinidad sobre el crecimiento de esta especie, es posible que la mayor biomasa registrada por Eugui se relacione con los menores valores de salinidad observados en su estudio (entre $5,9$ y $1,9$).

Comparando ambas estaciones de pastos marinos, la biomasa aérea y por tanto el almacén de carbono fue mayor en la estación con menor cobertura vegetal (PS2). Este patrón puede deberse a que la división entre biomasa aérea y biomasa subterránea fue realizada posterior a la salida y no fueron bien conservadas las plantas vivas, donde la coloración de los tallos y hojas de las especies coleccionadas pudo haber influido.

Aunque no fue posible una identificación de la composición de los pastos marinos, *Ruppia marítima* y *Zannichellia palustris* se registraron con mayor frecuencia en los sitios norte y sur del monitoreo realizado por el Ministerio de Ambiente, cuyas estaciones se encuentran cercanas a las muestreadas en este trabajo (DINACEA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2021) y no se registraron plantas en el centro de la laguna.

Los valores de biomasa aérea registrados en el presente estudio se sitúan dentro del rango reportado por la bibliografía, aunque en general los superan. Para *R. marítima* en la Laguna de Castillos, Rodríguez-Gallego *et al.* (2012) estimaron una biomasa de $1,5 \pm 2,3 \text{ gPS m}^{-2}$, valor inferior al observado en este trabajo. Asimismo, el informe técnico sobre lagunas costeras elaborado por el Ministerio de Ambiente (DINACEA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2021) reporta una biomasa promedio de estas dos especies de $3,1 \pm 14,5 \text{ gPS m}^{-2}$, la cual también es superada por los datos obtenidos en este estudio (Tabla 5).

Los resultados de este trabajo se obtuvieron a partir de una sola muestra y no son significativamente diferentes ya que no se lograron realizar más parches, por lo

tanto, por más de que estos se encuentren dentro de lo hallado previamente, es necesario un muestreo más exhaustivo.

5.2.3 *Biomasa subterránea*

La biomasa subterránea no representó un reservorio de carbono de relevancia sustantiva ($< 2\%$). En las estaciones de los juncos, JS mostró la mayor cantidad de biomasa subterránea, lo cual podría estar asociado a una mayor densidad de plantas en comparación con la estación G. Esta mayor densidad vegetal resulta en un incremento proporcional en la densidad de raíces, lo que a su vez eleva la biomasa subterránea. De acuerdo con Howard *et al.* (2018), los sumideros de carbono en la biomasa subterránea de los humedales salinos presentan un almacenamiento promedio cercano al $0,3\%$ del carbono total; sin embargo, los resultados de este estudio muestran un valor superior ($0,85\%$).

Por otro lado, en las estaciones de pastos marinos, PS3 (100 % cobertura) fue la que presentó una mayor biomasa subterránea, contrario a lo que sucedió con la biomasa aérea. Si bien la biomasa aérea fue menor, la mayor cobertura indica un mayor número de plantas por lo que es esperable un mayor valor de biomasa subterránea. Este resultado también podría explicarse por aspectos metodológicos en la manipulación de la muestra, ya que como se mencionó anteriormente, la separación entre biomasa aérea y subterránea no fue realizada en el momento de la colecta como indica la metodología de referencia lo que pudo haber afectado el resultado final.

Según Howard *et al.* (2018), la biomasa subterránea en este ambiente representa menos del 5% del total de carbono almacenado en el sistema, por lo que esta matriz se podría considerar despreciable para futuros estudios.

5.2.4 *Análisis integrado de los distintos compartimentos*

Los valores registrados en el presente estudio (en promedio unos $68,8 \pm 0,9$ MgC ha⁻¹ en los humedales salinos, $42,8 \pm 20,3$ MgC ha⁻¹ en pastos marinos) son similares a los registrados en otros ecosistemas de carbono azul a nivel nacional, regional y mundial. En este sentido, en Uruguay, el estudio realizado por Pucciarelli *et al.*, (2019) en el Arroyo Maldonado, reportó un valor de $57,7$ MgC ha⁻¹ en sedimentos. A su vez, en Eugui (2024) en los sedimentos de la zona baja de los Humedales del Santa Lucía encontró en promedio $83,1 \pm 18,5$ MgC ha⁻¹ y Gómez *et al.* (2022) en la Laguna de Rocha, cuantificaron $42,8 \pm 35,7$ MgC ha⁻¹ (Figura 13), valores comparables a los

obtenidos en este estudio (en promedio unos $67,2 \pm 0,9 \text{ MgC ha}^{-1}$ en los humedales salinos).

Por otro lado, en la región y en el mundo, existen estudios realizados en Portugal (Sousa *et al.*, 2017), Australia (Asanopoulos *et al.*, 2021), Sudáfrica (Raw *et al.*, 2019) y Brasil (Patterson, 2016), entre otros, acerca de la cuantificación de las reservas de carbono donde se observa que los resultados del presente estudio son semejantes a los encontrados en otras zonas subtropicales del mundo (Figura 14). En Portugal, Sousa *et al.* 2017 estimaron los stocks combinados de carbono, nitrógeno y fósforo en marismas salinas de la laguna de Ría de Aveiro, encontrando que más del 90 % del carbono total ($\sim 252.000 \text{ MgC}$) se almacena en marismas dominadas por *Juncus maritimus* y *Spartina maritima*, con un valor promedio de $49,17 \text{ MgC ha}^{-1}$ en sus sedimentos. En Australia, Asanopoulos *et al.* 2021 analizaron la capa superficial del suelo (0–10 cm) de marismas y manglares en nueve sitios del sur del país, encontrando valores similares entre ecosistemas: $17,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en marismas y $18,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en manglares. En Sudáfrica, Raw *et al.* (2019) se menciona un estudio realizado en el estuario de Nahoon $109,62 \pm 22,03 \text{ MgC ha}^{-1}$. Por su parte, en Brasil, Patterson 2016 cuantificó los stocks de carbono en marismas y praderas de la laguna de Patos, con resultados que varían entre 20 y 175 MgC ha^{-1} en los sedimentos de humedales salinos y praderas de pastos marinos. Comparando los resultados de estos trabajos con los hallados en este estudio, y encontrando que los mismos se encuentran comprendidos en estos trabajos, se refuerza la hipótesis de que la amplia zona de humedales que Uruguay tiene en toda su franja costera actúa como un sumidero de carbono, y por ende destaca la importancia de implementar medidas efectivas de conservación de estos ambientes.

Respecto al porcentaje de contribución al almacenamiento de carbono azul de cada matriz (sedimentos, biomasa aérea y biomasa subterránea) y al igual que lo descrito en otros estudios sobre carbono azul en humedales costeros y praderas de pastos marinos (Mcleod *et al.*, 2011, Howard *et al.*, 2018 y Eugui, 2024), en la Laguna de Castillos se observó que los sedimentos representan el principal almacén de carbono (98 % aproximadamente). En la zona de juncos, se observó que la biomasa aérea representó un mayor porcentaje de almacén que la biomasa subterránea, mientras que en los pastos marinos esta relación fue más equitativa.

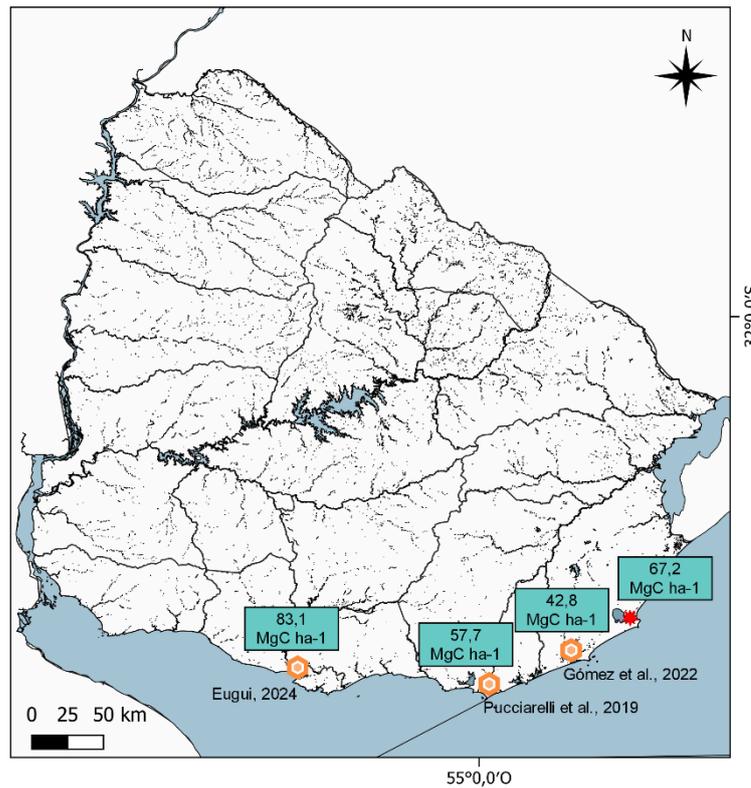


Figura 13. Ubicación de los estudios de carbono azul en Uruguay con los cuales se comparan los resultados obtenidos de C_{org} en sedimentos de la Laguna de Castillos (indicada con rojo).

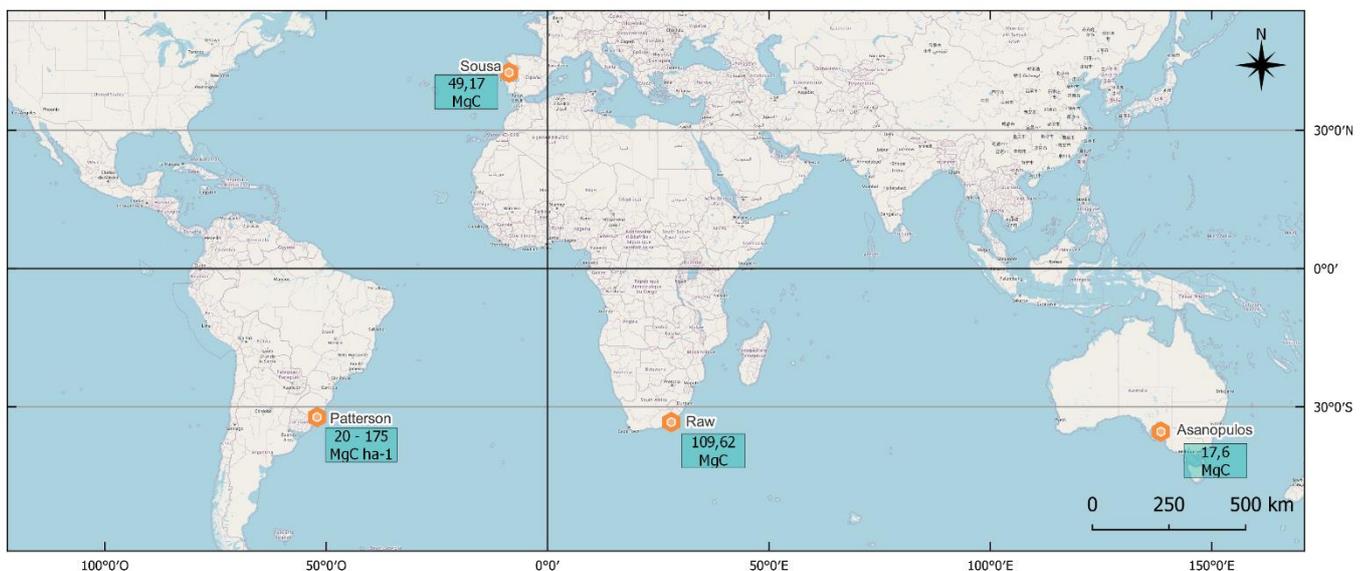


Figura 14. Ubicación de los estudios a nivel mundial con los cuales se comparan los resultados obtenidos de C_{org} en sedimentos de la Laguna de Castillos. Datos extraídos de Patterson, 2016; Sousa et al., 2017; Raw et al., 2019; Asanopoulos et al., 2021.

Los humedales y las praderas de pastos marinos, debido a su capacidad para almacenar grandes cantidades de carbono, constituyen ecosistemas críticos a ser considerados importantes dentro de las estrategias de mitigación del cambio climático (Howard *et al.*, 2017). No obstante, su vulnerabilidad frente a la creciente antropogenización los coloca en una situación de riesgo, lo que subraya la urgencia de su protección. Aunque el carbono es un elemento vital para la vida, su liberación excesiva, derivada del uso insostenible de fuentes como los combustibles fósiles y del suelo, ha acelerado el calentamiento global. En este contexto, el concepto de "carbono azul" emerge como una de las formas más eficientes, aunque vulnerables, para el secuestro de carbono. Los ecosistemas costeros que desempeñan este papel, son esenciales para mitigar los efectos del cambio climático. Su degradación no solo compromete la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, sino que podría transformar estos sumideros de carbono en fuentes de emisiones adicionales, exacerbando la crisis climática (Pendleton *et al.*, 2012). Por ello, la inclusión de la Laguna de Castillos en sistemas protegidos como el SNAP o su reconocimiento como área de gran valor ecológico por RAMSAR, constituye un paso de vital importancia para la conservación de estos ecosistemas donde el servicio del carbono azul, debería ser considerado en conjunto con los demás servicios que brindan (filtros naturales de agua, conservación de la biodiversidad, protección costera, entre otros (Howard *et al.*, 2017)).

6 CONCLUSIONES

La Laguna de Castillos se presenta como un ecosistema costero con una capacidad importante para el almacenamiento de carbono, en particular en sus sedimentos. Dicha matriz representa más del 95 % del carbono total almacenado. De esta manera los humedales y praderas de pastos marinos de la Laguna de Castillos se sitúan en una posición estratégica para la mitigación del cambio climático, no solo a nivel nacional sino también en el contexto regional, como ecosistemas de carbono azul.

Este estudio representa la primera cuantificación integral de carbono azul en este sistema, y sienta un precedente técnico y metodológico para futuras investigaciones y para la integración de estos ecosistemas en planes de manejo, conservación y políticas climáticas.

7 CONSIDERACIONES FINALES Y PERSPECTIVAS

En este trabajo se realizó la primera cuantificación de los almacenes de carbono azul en la Laguna de Castillos. Los resultados obtenidos en el presente estudio permiten evidenciar que los ecosistemas costeros salobres de Uruguay, y en particular los asociados a la Laguna de Castillos, desempeñan un papel significativo como sumideros de carbono. La capacidad de estos ambientes para secuestrar y almacenar carbono en el largo plazo, principalmente en los sedimentos, resalta su importancia en el contexto de las estrategias de mitigación del cambio climático. En este sentido, la conservación y protección de estos humedales costeros representa una medida clave para preservar su funcionalidad ecológica y su contribución a la regulación del ciclo global del carbono, alineándose con los compromisos nacionales e internacionales de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.

Para profundizar en la estimación del carbono azul en este sistema, sería pertinente coleccionar testigos en zonas sin cobertura de la vegetación típica de los humedales salinos y pastos marinos, con el fin de evaluar la influencia de la vegetación en la captura y el almacenamiento de carbono. Asimismo, resulta fundamental incorporar un mayor número de réplicas y estaciones de muestreo. La identificación taxonómica de todas las especies vegetales presentes también constituye un aspecto clave para investigaciones futuras.

La ecuación alométrica desarrollada para *S. californicus* podrá ser utilizada y ajustada en futuras investigaciones que busquen estimar el carbono azul en humedales similares, ampliando así el alcance comparativo entre distintos sistemas costeros.

A futuro sería pertinente mejorar la precisión en los datos de cobertura vegetal de pastos marinos en este tipo de ambientes, con el objetivo de obtener estimaciones más ajustadas, en particular en esa matriz. Para ello, se sugiere implementar relevamientos más intensivos que incluyan mapeo fotográfico sistemático y georreferenciado, lo que permitiría estimar con mayor solidez la extensión y el potencial de estos ecosistemas como sumideros de carbono azul. Asimismo, la delimitación de áreas vegetadas mediante imágenes satelitales y herramientas SIG (como QGIS) contribuiría a mejorar la precisión espacial de los cálculos, aunque cabe señalar que debido a la elevada turbidez de estas lagunas, esta metodología podría presentar ciertas limitaciones.

La escala temporal y, en particular, la estacionalidad, son aspectos clave en estudios de carbono azul. En ese sentido, uno de los límites del presente trabajo radica en que los datos provienen de una única campaña realizada en marzo de 2021, lo cual representa una caracterización puntual del sistema sin capturar su variabilidad temporal. Para avanzar en la comprensión de la dinámica de secuestro de carbono, sería recomendable implementar programas de monitoreo a largo plazo que incorporen la dimensión estacional. Esto permitiría identificar tendencias temporales frente a presiones ambientales o climáticas, así como estimar los flujos de carbono y los intercambios entre las distintas matrices del ecosistema (agua, sustrato y biomasa), en relación con el sistema climático (incluyendo emisiones, tasas de retención y otros procesos relevantes).

Cabe señalar que, si bien la biomasa de pastos marinos y la materia orgánica total del sedimento son monitoreadas estacionalmente por el Ministerio de Ambiente y el CURE (DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2019, 2020; DINACEA-OSE-DINARA-IDR-CURE, 2021), estos datos no fueron considerados en este estudio para la estimación del carbono azul.

Finalmente, la información generada en este estudio —así como la que pueda surgir de trabajos complementarios— podrá ser de utilidad para alimentar los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero y contribuir a políticas vinculadas a los Objetivos de Desarrollo Sostenible, en particular el ODS 13 (Acción por el clima) y el ODS 14 (Vida submarina).

8 BIBLIOGRAFÍA

- Asanopoulos, C. H., Baldock, J. A., Macdonald, L. M. & Cavagnaro, T. R. 2021. Quantifying blue carbon and nitrogen stocks in surface soils of temperate coastal wetlands. *Soil Research*, 59, 619-629. DOI:10.1071/SR20040
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C. & Silliman, B. R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81, 169-193.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems* (IV Edition). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.
- Blott, S. J., & Pye, K. 2012. Particle size scales and classification of sediment types based on particle size distributions: Review and recommended procedures. *Sedimentology*, 59, 7, 2071-2096. DOI: 10.1111/j.1365-3091.2012.01335.x
- Blott, S.J. & Pye, K. 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 1237-1248
- Bonilla, S., Conde, D., Aubriot, L., Rodríguez-Gallego, L., Piccini, C., Meerhoff, E., ... & Britos, A. 2006. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras de Uruguay. *Bases para la conservación y el manejo de la costa Uruguaya*, 611-630.
- Borisover, M. & Davis, J. A. 2015. Adsorption of inorganic and organic solutes by clay minerals. *Developments in Clay Science*, 6, 33-70. Elsevier.
- Bracco, R. 2003. *Dinámica geomorfológica y sedimentológica de la costa atlántica uruguaya* (Informe técnico). Facultad de Ciencias, Universidad de la República.
- Brown, D. R., Conrad, S., Akkerman, K., Fairfax, S., Fredericks, J., Hanrio, E. & Sanders, C. J. 2016. Seagrass, mangrove and saltmarsh sedimentary carbon stocks in an urban estuary; Coffs Harbour, Australia. *Regional Studies in Marine Science*, 8, 1-6.
- Burone L, Baylaucq A, Brugnoli E, Nagy G, Muniz P. 2013. Análisis sedimentológico y distribución de metales en la Laguna de Castillos (Rocha, Uruguay). *Revista Brasileira de Geociências* 43, 1, 54–66. DOI: 10.5327/Z2317-48892013000100005
- Byers, S. C., Mills, E. L. & Stewart, P. L. 1978. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia*, 58, 43-47.
- Caballero, M., Lozano, S., & Ortega, B. 2007. Efecto invernal, calentamiento global y cambio climático: una perspectiva desde las ciencias de la tierra. *Revista digital universitaria*, 8, 10, 1-12.
- Cai, W., Borlace, S., Lengaigne, M., Van Rensch, P., Collins, M., Vecchi, G., Timmermann, A., Santoso, A., McPhaden, M.J., Wu, L., England, M.H., Wang, G., Guilyardi, E. & Jin, F-F. 2014. Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature Climate Change*, 2, 111-116.
- Cai, W., Ng, B., Geng, T., Jia, F., Wu, L., Wang, G., Liu, Y., Gan, B., Yang, K., Santoso, A., Lin, X., Li, Z., Liu, Y., Yang, Y., Jin, F-F., Collins, M. & McPhaden, M.J. 2023. Anthropogenic impacts on twentieth-century ENSO variability changes. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1-12.
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R. & Lynch, J. C. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global biogeochemical cycles*, 17, 111. DOI:10.1029/2002GB001917

- Conde D, Rodríguez-Gallego L, Rodríguez-Graña L. 2003. Análisis conceptual de las interacciones abióticas y biológicas entre el océano y las lagunas de la costa atlántica de Uruguay. Informe final FREPLATA-Ciencias 8. Facultad de Ciencias, Sección Limnología, Universidad de la República, Montevideo.
- Conde, D., & Rodríguez-Gallego, L. 2002. *Problemática ambiental y gestión de las lagunas costeras atlánticas de Uruguay*. In: A. Domínguez & R. Prieto (Eds.), *Perfil Ambiental del Uruguay 2002*, 149–166. Nordan-Comunidad, Montevideo.
- Craft, C. B., Broome, W. S. & Seneca, D. E. 1991. Loss on Ignition and Kjeldahl Digestion for Estimating Organic Carbon and Total Nitrogen in Estuarine Marsh Soils: Calibration with Dry Combustion. *Estuaries*, 14, 175-179.
- Dahl, M., Deyanova, D., Gütschow, S., Asplund, M. E., Lyimo, L. D., Karamfilov, V., Santos, R., Björk, M. & Gullström, M. 2016. Sediment Properties as Important Predictors of Carbon Storage in *Zostera marina* Meadows: A Comparison of Four European Areas. *PLOS ONE*, 11, 12, e0167493. DOI:10.1371/journal.pone.0167493
- DINACEA-OSE-DINARA-IDR-CURE. 2021. Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos) y de sus principales tributarios (2017 - 2020). Informe Técnico. MMA-DINACEA. Montevideo. 200 pg.
- DINAMA. 2009. Proyecto de ingreso del Parque Nacional Cabo Polonio al SNAP. https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/CaboPolonio-ProyectoingresoSNAPmayo2009_1_1.pdf
- DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE. 2019. Monitoreo y Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (Rocha, Castillos y Garzón) y de sus principales tributarios. Informe Técnico. MVOTMA-DINAMA, Montevideo.163 pg.
- DINAMA-OSE-DINARA-IDR-CURE. 2020. Monitoreo y Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos) y de sus principales tributarios. Informe Técnico. MVOTMA-DINAMA. Montevideo. 145 pg.
- Duarte, C. M., Middelburg, J. J. & Caraco, N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2, 1-8.
- Eugui, F. 2024. *Cuantificación del Carbono en la cuenca inferior de los Humedales del río Santa Lucía, una aproximación al Carbono Azul*. (Tesis de licenciatura en Ciencias Biológicas). Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.
- Fernández, G. 2011. *Evolución del Arroyo Valizas: Período 1943-2006. Laguna de Castillos-Rocha-Uruguay*. (Tesis de maestría en Ciencias Ambientales). Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.
- García-Rodríguez, F. 2002. *Estudio paleolimnológico de lagunas de Rocha, Castillos y Blanca, sudeste del Uruguay* (Tesis doctoral). Universidad de la República, Facultad de Ciencias.
- Gómez, L., Eugui, F., Góngora, N., Magnone, L, Bueno, C. & Brugnoli, E. 2022. “Primeros acercamientos a la cuantificación de reservas de carbono azul en humedales salinos de Uruguay”. Póster en el XIX Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar - COLACMAR, Panamá.
- Harley, C.D.G., Randall Hughes, A., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J.B., Thornber, C.S.. ... Williams, S.L. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9, 228-241. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x
- Harris, D. C. 2010. Charles Keeling and the Story of Atmospheric CO₂ Measurements. *Analytical Chemistry*, 82, 7865-7870.

- Hatje, V., Copertino, M., Patire, V. F., Ovando, X., Ogbuka, J., Johnson, B. J., Kennedy, H., Masqué, P., & Creed, J. C. 2023. Vegetated coastal ecosystems in the Southwestern Atlantic Ocean are an unexploited opportunity for climate change mitigation. *Communications Earth & Environment*, 4, 160. DOI: 10.1038/s43247-023-00828-z
- Howard, J., Hoyt, S., Issensee, K., Pidgeon, E. & Telszewski, M. (eds.). 2018. *Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows*. Conservation International. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Howard, J., Sutton-Grier, A., Herr, D., Kleypas, J., Landis, E., Mcleod, E. & Simpson, S. 2017. Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15, 42-50. DOI:10.1002/fee.1451
- IGM, AGESIC e IDE. 2017. Espejos de agua (polígonos)
- IPCC. 2018. Annex I: Glossary [Matthews, J.B.R. (ed.)]. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways. in the context of strengthening the global response to the threat of climate change. sustainable development. and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P., Zhai, H.-O., Pörtner, D., Roberts, J., Skea, P. R., Shukla, A., Pirani, W., Moufouma-Okia, C., Péan, R., Pidcock, S., Connors, J. B. R., Matthews, Y., Chen, X., Zhou, M. I., Gomis, E., Lonnoy, T., Maycock, M., Tignor and T. Waterfield (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 541-562, DOI:10.1017/9781009157940.008.
- IPCC. 2019. *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)].
- IPCC. 2023. *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 184 pp. DOI: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.
- Isacch, J. P., Gagliardini, D. A., Escapa, M., Rodríguez-Gallego, L., & Conde, D. 2006. Association between distribution pattern of vascular plants and environmental factors in SW Atlantic saltmarshes. *Journal of Biogeography*, 33, 5, 888–900.
- Isacch, J., Escapa, M., Fanjul, E. & Iribarne, O. 2010. *Valoración ecológica de bienes y servicios ecosistémicos en marismas del Atlántico Sudoccidental. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Buenos Aires: INTA, 529-551.
- Kauffman, J. B., Bernardino, A. F., Ferreira, T. O., Giovannoni, L. R., de O. Gomes, L. E., Romero, D. J..... Ruiz, F. 2018. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. *Biology letters*, 14, 20180208. DOI: 10.1098/rsbl.2018.0208
- Laborde, J. L., Perdomo, A. & Gómez Erache, M. (Eds). 2000. Diagnóstico Ambiental y Socio-Demográfico de la Zona Costera Uruguaya del Río de la Plata: Compendio de los principales resultados. EcoPlata, Montevideo, Uruguay.
- Lara-Domínguez, A. L. 2005. Pastos marinos. *Manejo costero integral: el enfoque municipal*, 229-240.

- López, D., Sepúlveda, M., & Vidal, G. 2016. Phragmites australis and Schoenoplectus californicus in constructed wetlands: Development and nutrient uptake. *Journal of soil science and plant nutrition*, 16, 3, 763-777.
- Lovelock, C. E. & Duarte, C. M. 2019. Dimensions of Blue Carbon and emerging perspectives. *Biology letters*, 15, 20180781. DOI: 10.1098/rsbl.2018.0781
- Macreadie, P. I., Costa, M. D., Atwood, T. B., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., ... & Duarte, C. M. 2021. Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2, 12, 826-839. DOI: 10.1038/s43017-021-00224-1
- Martinetto, P., Montemayor, D. I., Alberti, J., Costa, C. S. & Iribarne, O. 2016. Crab bioturbation and herbivory may account for variability in carbon sequestration and stocks in south west Atlantic salt marshes. *Frontiers in Marine Science*, 3, 122.
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M.... Silliman, B. R. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 552-560.
- Mcowen, C., Weatherdon, L. V., Bochove, J., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C. S., Spalding, M. & Fletcher, S. 2017. A global map of saltmarshes (v6.1). *Biodiversity Data Journal* 5: e11764. DOI: 10.3897/BDJ.5.e11764. Data DOI: 10.34892/07vk-ws51
- McTigue, N. D., Davis, J., Rodriguez, A. A., McKee, B., Atencio, A., & Currin, C. 2019. Sea Level Rise Explains Changing Carbon Accumulation Rates in a Salt Marsh Over the Past Two Millennia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124, 10, 2945–2957. DOI:10.1029/2019JG005207DOI
- Ministerio de Ambiente. 2019. Proceso de ingreso de Laguna de Castillos al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Murray, B.C., Pendleton, L. & Sifleet, S. 2011. State of the Science on Coastal Blue Carbon: A Summary for Policy Makers. In: *Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions Report* NIR 11-06, 1-43.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., DeYoung, C., Fonseca, L. & Grimsditch, G. (Eds) 2009. *Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon*. A rapid response assessment. UNEP/Earthprint, Noruega: Birkeland.
- Nin, M., Cataño-Lopera, S., Puig, M., & Iribarne, O. 2017. Community structure of submerged macrophytes in coastal lagoons of Uruguay: environmental gradients and implications for management. *Aquatic Botany*, 140, 1–10. DOI:10.1016/j.aquabot.2017.06.004
- Nin, M., Puig, M., Gaita, S., & Iribarne, O. 2011. Coastal wetlands of Uruguay: Biodiversity and conservation importance. *Journal of Coastal Conservation*, 15, 1, 65–77. DOI:10.1007/s11852-011-0172-9
- NOAA National Centers for Environmental Information. 2025. Global Climate Report - Annual 2024. NOAA. *Disponible en:* <https://www.ncei.noaa.gov/news/global-climate-202413> DOI: 10.25921/y3tx-mc74
- OAN. 2024. Listado de Datos Abiertos. *Disponible en:* <https://www.ambiente.gub.uy/oan/datos/listado-de-datos-abiertos/>
- Patterson, E. W. 2016. Stocks and Sources of Carbon Buried in the Salt Marshes and Seagrass Beds of Patos Lagoon, Southern Brazil. (Honors Theses).

- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., ... & Baldera, A. 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PloS one*, 7, e43542. DOI:10.1371/journal.pone.0043542
- Preciozzi, F., Spoturno, J., Heinzen, W. & Rossi. P. 1985. Memoria explicativa de la carta geológica del Uruguay a escala 1:500.000. DINAMIGE. Montevideo
- Pucciarelli, A., Leicht, A., Hergatacorzian, A., Barbachan, E., Pérez Piedrabuena, F., Reichmann, F..... Martínez, V. 2019. Aportes a la valoración económica servicio ecosistémico de secuestro de carbono en el humedal del Arroyo Maldonado.
- Raw, J.L., Julie, C.L., Adams, J.B. 2019. A comparison of soil carbon pools across a mangrove-salt marsh ecotone at the southern African warm-temperate range limit. *South African Journal of Botany*, 127 301-307.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E..... Foley, J. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and society*, 461, 472-475.
- Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E. & Conde, D. 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, 116–126. DOI:10.1016/j.ecss.2017.02.010
- Rodríguez-Gallego, L., Masciadri, S. & Nin, M. 2012. Modern vegetation and pollen relationships in four southwestern atlantic coastal lagoons. *Estuaries and coasts*, 35, 3, 785-798. DOI:10.1007/s12237-012-9476-0
- Rodríguez-Gallego, L., Rodríguez-Graña, L. & Conde, D. 2003. Las lagunas costeras de Uruguay: estado actual del conocimiento. *Laguna*, 20, 25.
- Sabaj, V., Conde, D., Rodríguez-Gallego, L., Rodó, X., & Bonilla, S. 2018. Postharvest growth dynamic of *Schoenoplectus californicus* along fluvio-estuarine and flooding gradients. *Wetlands Ecology and Management*, 26, 2, 125–138. DOI: 10.1007/s11273-017-9560-0
- Santamaría, J. 2010. Forzamiento radiativo y cambios químicos en la atmósfera. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 104, 149-173.
- Shepard, F. P. 1954. Nomenclature Based on Sand-silt-clay Ratios. *SEPM Journal of Sedimentary Research*, 24. DOI:10.1306/d4269774-2b26-11d7-8648000102c1865d
- Sosa, B., Díaz, I., Canabal, C. & Achkar, M. 2023. *Inventario Nacional de Humedales*. Montevideo, Uruguay: Ediciones Universitarias, Unidad de Comunicación de la Universidad de la República.
- Sousa, A. I., Santos, D. B., Ferreira da Silva, E., Sousa, L. P., Cleary, D. F. R., Soares, A. M. V. M. & Lillebo, A. I. 2017. ‘Blue carbon’ and nutrient stocks of salt marshes at template coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Scientific reports*, 7, 1-11. DOI: 10.1038/srep41225
- Suguio, K. 1973. Introdução à Sedimentologia. Edgard Blucher. EDUSP, São Paulo, 317 pp.
- Tournassat, C., Bourg, I. C., Steefel, C. I. & Bergaya, F. 2015. Surface properties of clay minerals. *Developments in clay science*, 6, 5-31.
- Trimble, M., Ríos, M., Passadore, C., Szephegyi, M., Nin, M., Garcia Olaso, F..... Laporta, P. 2010. Ecosistemas costeros uruguayos: una guía para su conocimiento. Averaves, Cetáceos Uruguay, Karumbé, Montevideo:Monteverde.
- UNEP-WCMC, Short FT. 2021. Global distribution of seagrasses (version 7.1). Seventh update to the data layer used in Green and Short (2003). Cambridge (UK): UN Environment World Conservation Monitoring Centre. Data DOI: 10.34892/x6r3-d211

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37, 1, 130-137.

Wentworth, C.K. 1922. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *Journal of Geology*, 30, 377-392. DOI: 10.1086/622910

WMO. 2013. *Disponible en*: <https://public.wmo.int/en/resources/language-resources/meteoterm>