



# HUMEDALES COSTEROS COMO SUMIDEROS DE CARBONO AZUL

Reporte técnico

## DESCRIPCIÓN BREVE

Este reporte tiene la finalidad de proporcionar una línea base de los beneficios de regulación climática y la potencial mitigación de emisiones asociadas a la disminución de pérdida de superficie de humedales costeros de la desembocadura del río Elqui, Mantagua, Cáhuil, Rocuant-Andalién y Queule.

## EQUIPO RESPONSABLE

Rocio Araya Lopez

Blue Carbon Lab, Deakin University

Contacto: rarayalopez@deakin.edu.au

David Messuto

Nicho consultores Spa

Contacto: d@nichoconsultores.com

## **Agradecimientos**

Se agradece la gestión y asistencia proporcionada por los coordinadores locales del Proyecto GEF Humedales costeros. A Carolina Vega, coordinadora del humedal de la desembocadura del Río Elqui, a Cyntia Mizobe, coordinadora del humedal de Mantagua, a Luis Araya, coordinador humedal de Cáhuil, a Loreto Alvarez, coordinadora del humedal de Rocuant-Andalién y a Katherin Solis, coordinadora del humedal de Queule.

## Contenido

Resumen	3
1. Introducción	5
2. Métodos	7
2.1 Diseño de muestreo	7
2.2 Análisis de laboratorio	8
2.3 Estimación reservas totales de carbono orgánico del suelo	9
2.4 Emisiones por pérdidas de superficie de humedales costeros	10
2.5 Análisis estadístico	10
3. Resultados y discusión	11
4. Conclusiones	19
5. Bibliografía	20

## Resumen

Los ecosistemas costeros, particularmente, pastos marinos, marismas y manglares son denominados ecosistemas carbono azul dada su extraordinaria capacidad de almacenamiento y captura de carbono. Estos ecosistemas capturan y almacenan carbono hasta 50 veces más rápido que los bosques terrestres, reteniendo el carbono en sus suelos durante escalas de tiempo milenarias. Los ecosistemas de carbono azul contribuyen a la reducción de las concentraciones de dióxido de carbono atmosférico, principal impulsor del calentamiento global. Estas características posicionan a los hábitats costeros como candidatos ideales para los programas de compensación de carbono y las iniciativas de mitigación climática basadas en la naturaleza.

Dada la importancia de los ecosistemas de carbono azul y la falta de información de sus contribuciones climáticas en Chile, se realizó la primera evaluación de las reservas de carbono orgánico sedimentario en cinco humedales costeros dentro del marco del proyecto GEF Humedales Costeros. Dicha información es crítica para guiar la priorización de los esfuerzos de conservación y restauración de estos vitales ecosistemas.

Los componentes del estudio incluyeron:

Estimar las reservas de carbono de los sedimentos en las principales coberturas de uso de suelo de los humedales costeros de la desembocadura del Río Elqui, Mantagua, Cáhuil, Rocuant-Andalién y Queule.

Estimar las emisiones de carbono asociadas a las pérdidas proyectadas de cobertura de los humedales costeros de la desembocadura del río Elqui, Mantagua, Cáhuil, Rocuant-Andalién y Queule.

### Principales hallazgos:

- Los humedales costeros de la desembocadura del río Elqui, Mantagua, Cáhuil, Rocuant-Andalién y Queule tienen una reserva de carbono orgánico promedio de  $90,2 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$  en los 30 cm superiores del sedimento.
- El humedal de Queule presentó la mayor reserva de carbono orgánico del suelo, con una media de  $164 \pm 46,6 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ , seguido de Rocuant-Andalién con una reserva de carbono orgánico de  $121,6 \pm 21,9 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ .

- A nivel de superficie, el humedal de Queule registro la mayor reserva total con 1.913.063 Mg C<sub>org</sub>, mientras que el humedal de Cahuil registro la menor reserva con un valor total de 185,09 Mg C<sub>org</sub>.
- En el humedal de Queule el uso de suelo “Bosque (pitranto)” representa el 88% de la reserva total de carbono del humedal, con una reserva de carbono orgánico total de 1.681.803 Mg C<sub>org</sub>.
- La potencial pérdida del 5% y el 35% de superficie total de los cinco humedales, estimada en 12.574 ha, resultaría en emisiones de entre 99.620 y 2.324.463 Kg de CO<sub>2</sub> equivalente, respectivamente.
- Si se reduce la pérdida de la superficie total de humedales (12.574 ha), de un 35% a un 5%, se podrían mitigar 1.992.315 Kg CO<sub>2</sub> equivalente.

## 1. Introducción

Los ecosistemas costeros brindan importantes servicios ecosistémicos, entre los que se incluyen la protección de costas, la purificación de agua, el sustento de pesquerías, la conservación de la biodiversidad y el secuestro de carbono. En los últimos años se ha fortalecido el conocimiento científico en torno a la enorme capacidad de marismas costeras, manglares y pastos marinos para captar y almacenar dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) en forma de carbono orgánico. A este carbono se le conoce como “carbono azul” (Duarte & Macreadie, 2022; Lovelock & Duarte, 2019).

Los ecosistemas de carbono azul cubren menos del 0,5% de la superficie marina mundial, pero captan carbono a una tasa anual dos a cuatro veces mayor que la de los bosques tropicales maduros, y almacenan entre tres y cinco veces más carbono por unidad de área (Duarte et al., 2013; Mcleod et al., 2011). Asimismo, representan más del 50% del total de carbono contenido en sedimentos oceánicos, y en un año secuestran una cantidad de carbono equivalente a casi la mitad de las emisiones generadas por el transporte a escala mundial (Macreadie et al., 2021; Nellemann et al., 2009). Sin embargo, a diferencia de los ecosistemas forestales, donde las grandes reservas de carbono se acumulan en la biomasa aérea, los grandes reservorios de carbono en humedales costeros son sus suelos (o sedimentos).

La vegetación presente en humedales costeros secuestra y almacenan su propio carbono (carbono autóctono) mediante la fotosíntesis, pero también atrapan el carbono producido en otros lugares (carbono alóctono) (Ewers Lewis et al., 2019; UICN, 2021). La capacidad de la vegetación para atrapar partículas y sedimentos en suspensión aporta grandes cantidades de carbono orgánico alóctono que se origina en hábitats adyacentes, tanto terrestres como marinos (Drexler et al., 2020; Gacia & Duarte, 2001). Además, dada las condiciones de saturación de los suelos (relativamente anaeróbicos), la remineralización del carbono orgánico se limita, lo que tiende a promover el secuestro de carbono a largo plazo (Pedersen et al. 2011).

Debido a la ubicación de los ecosistemas de carbono azul, estos resultan ser ecosistemas altamente sensibles y vulnerables a perturbaciones de origen natural y antrópico provenientes de la zona terrestre y marina (Pendleton et al., 2012). Su pérdida y degradación son causadas principalmente por la urbanización costera, la contaminación de los cuerpos de agua, los cambios en la cobertura y uso de suelo asociados a la acuicultura, ganadería y agricultura, disminución de sedimentos, el exceso de nutrientes, la construcción de infraestructura portuaria, el turismo, el incremento del nivel del mar, y los eventos climáticos extremos. Cuando estos ecosistemas son degradados o destruidos, el carbono que durante años había estado almacenado en ellos se libera, con lo que aumentan las concentraciones de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, contribuyendo aún más al calentamiento global (Howard et al., 2017; Pendleton et al., 2012).

Estos sumideros de “carbono azul” se están perdiendo a un ritmo crítico y se requieren medidas urgentes para evitar una mayor degradación y pérdida (Mcleod et al., 2011). La conservación y restauración de estos ecosistemas costeros ha cobrado cada vez mayor relevancia en las políticas internacionales de mitigación del cambio climático y mecanismos de financiación. En la actualidad, se están realizando varios esfuerzos para comprender y capitalizar el secuestro de carbono en humedales costeros. En el año 2013, el IPCC incorporó metodologías para humedales costeros (principalmente manglares, pastos marinos y marismas costeras) en los inventarios nacionales de emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero (Hiraishi et al., 2014). Además, el programa de verificación de estándares de carbono (VCS por sus siglas en inglés), incluyó dos metodologías para proyectos de compensación mediante la conservación y restauración de marismas costeras (Needelman et al., 2018; Wylie et al., 2016). Por último, en el acuerdo de París se reconoció la importancia de los ecosistemas sumidero de carbono orgánico, alentando a los países participantes a protegerlos y potenciarlos (Gallo et al., 2017). Todos estos avances han promovido el interés por incluir a los ecosistemas de carbono azul en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero y diseñar mecanismos que permitan su uso en estrategias de mitigación y adaptación del cambio climático.

Actualmente, a pesar de la enorme importancia del carbono azul, el estado de las reservas de carbono en los hábitats costeros se desconoce en muchas regiones del mundo (Macreadie et al., 2021; Nellemann et al., 2009), y los datos disponibles de las reservas de carbono orgánico se limitan más bien a sitios dentro del Mediterráneo, el Atlántico norte y el este del océano Índico. Por lo tanto, nuestra capacidad para estimar las reservas y secuestro de carbono global se ven fuertemente influenciadas por los valores de estas regiones geográficas, lo que dificulta la predicción de los niveles de almacenamiento de carbono en regiones que nunca han sido muestreadas.

En el litoral chileno existe una compleja red de humedales que constituyen un verdadero corredor ecológico. Chile es uno de los países de Sudamérica que concentra una gran área de marismas (Mcowen et al., 2017) y el carbono orgánico acumulado en sus sedimentos podría presentar grandes oportunidades para mitigar los efectos del cambio climático. Cuantificar las reservas y secuestro de carbono azul es fundamental para evaluar los cambios a largo plazo en las reservas de carbono asociados a la conservación y restauración de los ecosistemas costeros, como también producto de perturbaciones, cambios de uso de suelo y cambio climático. Por tanto, con el fin de avanzar en el conocimiento de los humedales costeros como sumideros de carbono, este estudio tiene como objetivo evaluar las reservas de carbono orgánico en las marismas de los humedales de la desembocadura del río Elqui, Mantagua, Cáhuil, Rocuant-Andalién y Queule y estimar las emisiones de carbono asociadas a las pérdidas proyectadas de cobertura de estos humedales.

## 2. Metodología

### 2.1 Diseño de muestreo

Para estimar las reservas de carbono orgánico del suelo en los humedales de la desembocadura del Río Elqui, Mantagua, Cáhuil, Rocuant-Andalién y Queule se emplearon los mapas de cobertura de tipos vegetacionales (Elqui, Mantagua, y Cahuil), y uso de suelo (Rocuant- Andalién y Queule<sup>1</sup>), elaborados dentro el marco del proyecto GEF Humedales Costeros. A nivel vegetacional estas unidades corresponden a vegetación de tipo palustre herbácea circunscrita a los márgenes de cuerpos de agua y desembocaduras de río. Los sitios fueron muestreados entre octubre y diciembre de 2022. En todos los sitios se registró la ubicación geográfica, y se tomaron fotografías de cuadrantes de 0.5 m<sup>2</sup>.

Se empleó la metodología propuesta por Howard et al (2014) para el diseño de muestreo y la estimación de las reservas de carbono orgánico del suelo. En cada área de estudio los puntos de muestreo se distribuyeron mediante un diseño aleatorio estratificado basado en las principales coberturas y usos de suelo (en adelante, estratos) (Tabla 1). En cada estrato, tres testigos de suelo o perfiles de sedimento fueron extraídos mediante un barreno de suelo de acero inoxidable de 30 cm de profundidad. Todas las muestras fueron evaluadas directamente en terreno según su color y tipo de suelo. Luego, una submuestra de 2 cm de sedimentos se extrajo del punto medio de horizontes fijos a profundidades de 0–5, 5–10, 10–20 y 20-30 cm a lo largo del testigo. Cada submuestra fue almacenada en bolsas de plástico y etiquetadas con la identificación del núcleo, la profundidad del testigo y el intervalo de profundidad.

En total se recolectaron 52 testigos, de los cuales 7 núcleos y 21 submuestras fueron obtenidas en la desembocadura del río Elqui, 9 núcleos y 27 submuestras en Mantagua, 9 núcleos y 27 submuestras en Cáhuil, 12 núcleos y 48 submuestras en Rocuant-Andalién y 15 núcleos y 56 submuestras en Queule (Tabla 1). El número de testigos obtenidos en cada humedal varió dependiendo de la extensión del área de estudio, el número de estratos, y el grado de dificultad para acceder a los sitios.

---

<sup>1</sup> En el humedal de Queule destacan fragmentos de bosque pantanosos conocidos como “Pitranos”, por lo que se consideraron en el muestreo de carbono azul de este estudio.

## 2.2 Análisis de laboratorio

Las muestras de suelo fueron analizadas en el laboratorio de Suelos y Análisis Foliar de la Facultad de Ciencias Agronómicas y de los Alimentos de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. En cada submuestra (2 cm profundidad) se midió la densidad aparente ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ), el porcentaje de carbono orgánico (%), carbonatos totales (%) y pH a 25°C. Para la estimación del carbono orgánico se empleó el método de calcinación, que consiste en la estimación de la materia orgánica (MO) del suelo por pérdida de peso por ignición (LOI, sigla en inglés). Para tal efecto, se siguió la metodología de (Soriano & Pons, 2001). En tanto, la estimación de la densidad aparente ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ), carbonatos totales (%) y pH, se empleó la metodología de (Sadzawka A. et al., 2006).

**Tabla 1.** Resumen de las áreas de muestreo, coordenadas, formación vegetacional y uso de suelo, numero de testigos, y submuestras.

Humedal	Fecha muestreo	Coordenadas (Lat)	Coordenadas (Long)	Cobertura/uso de suelo	Número de testigos	Número de submuestras
Elqui	18/10/22	-29,89402	-71,27258	Vegetación halófito y palustre <sup>1</sup>	7	21
Mantagua	12/10/22	-32,884089	-71,509626	Marisma, pajonal totora y pradera húmeda <sup>2</sup>	9	27
Cáhuil	2/11/22	-34,519894	-71,987607	Vegetación Palustre <sup>3</sup>	9	27
Rocuant-Andalién	5/12/22	-36,74447	-73,06177	Humedal palustre <sup>4</sup>	12	48
Queule	29/11/22	-39,3252	-73,2006	Terrenos húmedos y bosque (pitranco) <sup>5</sup>	15	56

1 Obtenido del informe consultoría "Delimitación y caracterización de usos del humedal desembocadura del Río Elqui y sus subcuencas aportantes, región de Coquimbo".

2 Obtenido del mapa de vegetación del libro "Humedal costero de Mantagua. Un lugar para la conservación de la biodiversidad en Chile Central".

3 Obtenido del informe consultoría "Propuesta de delimitación del humedal laguna de Cáhuil e identificación de áreas prioritarias a restaurar en su cuenca aportante".

4 Obtenido del informe consultoría "Definición de límites e identificación de áreas prioritarias a restaurar del sistema humedal Rocuant-Andalién-Vasco de Gama-Paicaví-Tucapel Bajo, comunas de Concepción, Hualpén, Talcahuano y Penco, Región del Biobío".

5 Obtenido del informe consultoría "Delimitación de los humedales de Queule e identificación áreas prioritarias a restaurar para la cuenca del río Queule".

### 2.3 Estimación reservas totales de carbono orgánico del suelo

Para calcular las reservas totales de carbono orgánico del suelo se empleó la metodología de Howard et al (2014). Se calculó la densidad del carbono orgánico (DCO), la cual corresponde a la masa de carbono presente en un centímetro cubico de suelo a una determinada profundidad de suelo. Esta se estimó como el producto de la densidad aparente ( $D_a$ ) y el carbono orgánico (% C<sub>org</sub>) para cada intervalo de profundidad de los testigos obtenidos, como se indica en la formula a continuación:

$$DCO (g/cm^3) = D_a (g/cm^3) \times (\% C_{org} \div 100) \quad (1)$$

Luego, se estimó densidad del carbono orgánico en cada testigo (DCOs). Esta se calculó multiplicando la densidad carbono orgánico (1), por el grosor de la sección del testigo con corrección de compactación (2). La corrección por compactación se utilizó para toda la longitud del testigo, lo que supone que todas las secciones del testigo se compactaron por igual. Reconocemos que esta suposición puede ser una simplificación excesiva, ya que la compactación puede variar con el núcleo debido a varios factores (Howard et al., 2014).

$$Grosor\ sección\ corregida = \frac{Profundidad\ penetracion\ testigo}{30\ cm} \times grosor\ sección\ (cm) \quad (2)$$

$$DCOs (g/cm^3) = DCO \left( \frac{g}{cm^3} \right) \times grosor\ sección\ corregida\ (cm) \quad (3)$$

El carbono orgánico (COT) por hectárea se calculó a partir de la sumatoria de la densidad del carbono orgánico de cada sección (2). Los valores obtenidos fueron convertidos a Mg C/hectárea usando los siguientes factores de conversión: 1.000.000 g = 1 Mg y 100.000.000 cm<sup>3</sup> = 1 hectárea.

$$COT (MgC\ ha^{-1}) = DCOs (g/cm^3) \times \left( \frac{1\ Mg}{1.000.000\ g} \right) \times \left( \frac{100.000.000\ cm^2}{1\ hectárea} \right) \quad (4)$$

Finalmente, la reserva total del carbono orgánico en cada humedal se calculó de la sumatoria del producto entre el área total (ha) de las principales coberturas vegetacionales y usos de suelo y el promedio de las reservas de carbono orgánico (MgC<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup>) de cada uno de estos estratos. Para la estimación de la superficie se utilizó el software QGIS 3.0 y las cartografías de cobertura (Elqui, Mantagua, y Cahuil), y uso de suelo (Rocuant- Andalién y Queule) elaborados dentro el marco del proyecto GEF Humedales Costero.

#### 2.4 Emisiones por pérdidas de superficie de humedales costeros

Para calcular emisiones de carbono por la pérdida de superficie en la extensión de los humedales se empleó la metodología propuesta por Ewers Lewis et al. (2018). Las emisiones de carbono se calcularon en base a las estimaciones de las reservas de carbono de este estudio en combinación con las estimaciones de las emisiones de carbono resultantes debido a perturbaciones. La superficie susceptible a pérdida en cada humedal se calculó a partir de los objetivos del proyecto GEF humedales costeros de reducir del 35% al 5% las pérdidas de humedales costeros con la implementación del proyecto. Luego, las reservas de carbono promedio para cada humedal se multiplicaron por el área susceptible a pérdida y por una tasa de desmineralización entre un 25-90 %, obtenida de la literatura. Murray et al. (2011) estimaron que el 90% del carbono orgánico de los sedimentos costeros son emitidos como CO<sub>2</sub>, mientras que Donato et al. (2011) estimaron que entre el 50% y el 25% de las reservas de carbono orgánico de los sedimentos son convertidos en CO<sub>2</sub>. Siikamäki et al. (2013) combinaron estas estimaciones para establecer rangos de las pérdidas de carbono orgánico como equivalentes de CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub>e), los cuales fueron utilizados en este reporte para estimar la desmineralización de carbono orgánico. Una estimación alta corresponde a un 90% de pérdida de las existencias de carbono como CO<sub>2</sub>e, mientras que un 27% es una estimación baja y un 50%, es intermedia.

#### 2.5 Análisis estadístico

Las estimaciones del carbono orgánico total por hectárea (Mg C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup>), originales y sujetos a transformación logarítmica, no cumplieron con los principios de normalidad y homogeneidad de varianza. Por lo tanto, este parámetro del suelo se comparó entre los cinco humedales utilizando la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis, con el carbono orgánico total por hectárea como variable respuesta y cada sitio (humedal) como factor. Se realizó una comparación de pares con la prueba de Dunn para distinguir diferencias significativas entre cada humedal. Los análisis fueron realizados utilizando Rstudio (RStudio Team, 2022).

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1 Propiedades del suelo.

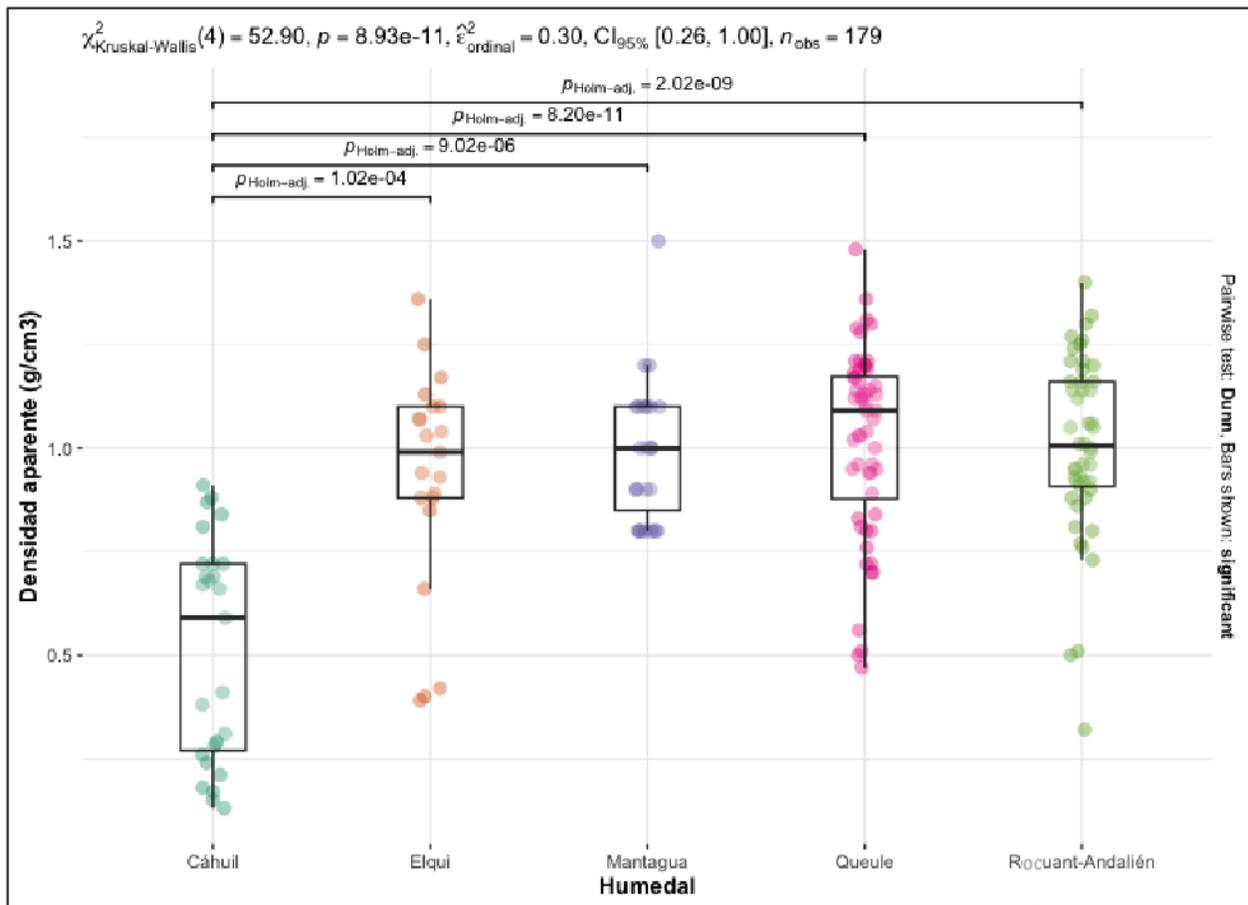
La densidad aparente del suelo varió entre 0,13 g/cm<sup>3</sup> y 1,48 g/cm<sup>3</sup> entre todas las muestras, con una media equivalente a  $0,92 \pm 0,28$  g/cm<sup>3</sup> (Tabla 2). Los valores de densidad aparente son similares a los reportados por Macreadie et al. (2017) en marismas costeras de los estados Nueva Gales del Sur, y Victoria. Si comparamos la densidad aparente a nivel de áreas de estudio, solamente el humedal de Cáhuil registro valores significativamente menores en comparación al resto de los humedales (Figura 1).

El porcentaje de carbono orgánico varió entre 0,13% y 9,93% entre todas las muestras de suelo, con una media igual a 9,2% (Tabla 2). Estos valores son similares a los reportados en marismas costeras del Pacífico Norte (Gailis et al., 2021) y Australia (Macreadie et al., 2017). Sin embargo, los porcentajes de carbono orgánico presentaron una gran variabilidad en todos los humedales (Tabla 2). Esta variabilidad puede ser atribuida al efecto del tipo de vegetación, cobertura, como a factores relacionados a la geomorfología y régimen de inundaciones (Ewers Lewis et al., 2019; Lalimi et al., 2018). En profundidad, el porcentaje de carbono orgánico fue generalmente mayor en superficie, con rangos entre 0,38% y 40,5% entre 0 y 5 cm de profundidad y entre 0,13% y 28,5% entre 5 y 10 cm de profundidad. Sin embargo, no todos mostraron una disminución significativa con la profundidad, y solamente el intervalo de 0-5 cm de profundidad en los humedales de Mantagua, Cáhuil, y Queule, fue significativamente mayor en comparación a los intervalos más profundos (Figura 2).

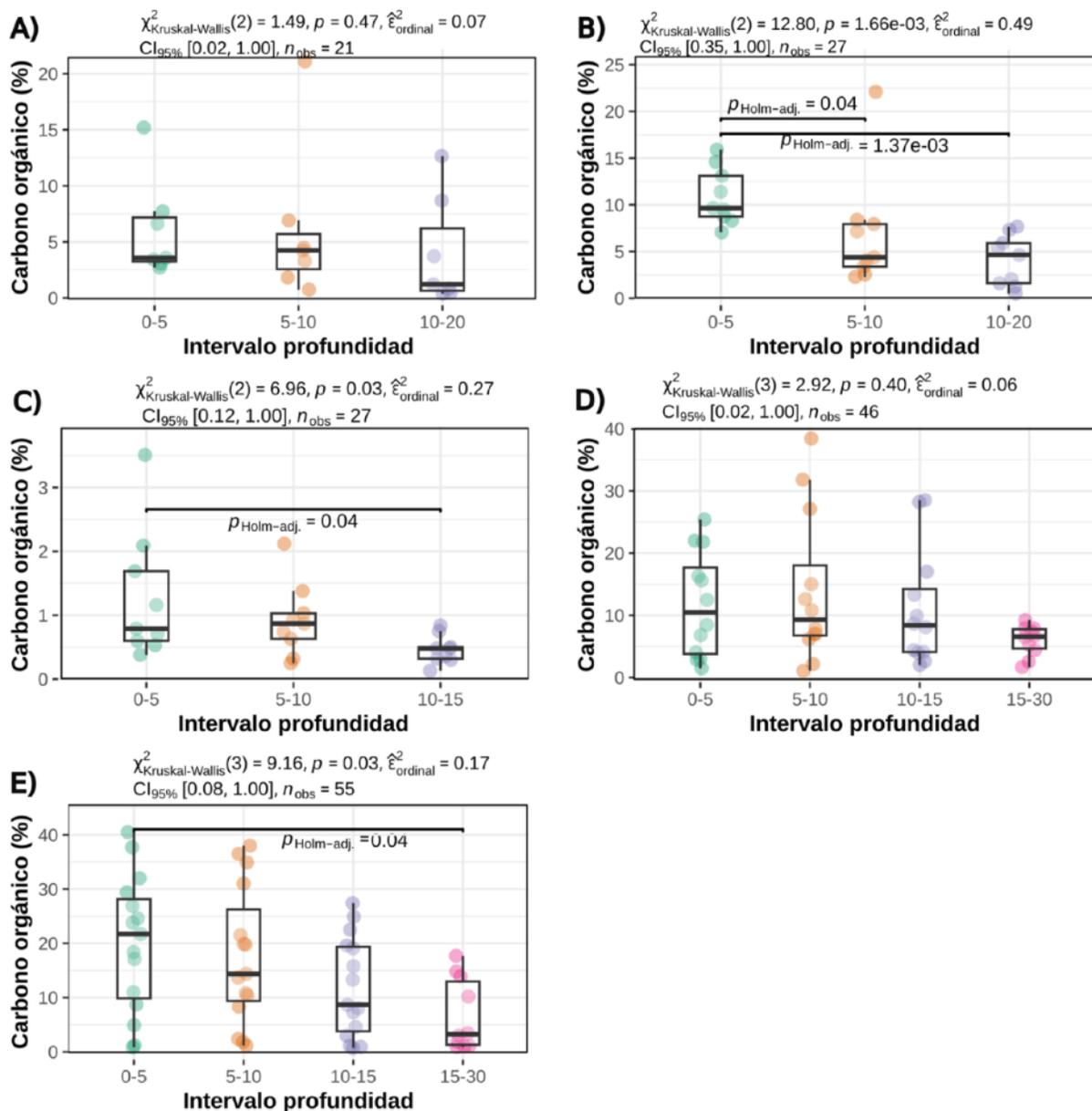
La media de la densidad del carbono orgánico fue de 0,1 g C<sub>org</sub> cm<sup>-3</sup>, la cual es mayor a la media global (0,043 g cm<sup>-3</sup>) (Chmura et al., 2003). En general, las muestras de suelo en los cinco humedales variaron en función de la profundidad, cobertura de la vegetación, y grado de compactación, influyendo a su vez en los valores obtenidos de densidad aparente. En particular, la compactación modifica la densidad aparente seca del suelo, y esta a su vez tienen un importante efecto en la estimación del carbono orgánico del suelo (Howard et al., 2014). A pesar de que se empleó un factor de corrección por compactación, los métodos de extracción de testigos tienen un efecto significativo en este parámetro del suelo. Cabe destacar que los suelos de los cinco humedales en estudio presentaron diferentes grados de saturación del suelo, por lo que se recomienda en futuras evaluaciones de reservas y secuestro de carbono no emplear la extracción de testigos con barreno manual y/o empleando un martillo ya que reduce el grosor del perfil del suelo, aumenta la densidad aparente, lo que da como resultado una sobreestimación de las reservas de carbono del suelo (Smeaton et al., 2020).

**Tabla 2.** Media y desviación estándar de la densidad aparente ( $\text{g/cm}^3$ ), y carbono orgánico (%) en los 30 cm de profundidad del suelo de los humedales de la desembocadura del Río Elqui, Mantagua, Cáhuil, Rocuant-Andalién y Queule.

Humedal	Densidad aparente ( $\text{g/cm}^3$ )	Carbono orgánico (%)
Elqui	$0,50 \pm 0,26$	$0,88 \pm 0,73$
Mantagua	$0,93 \pm 0,26$	$5,37 \pm 5,32$
Cáhuil	$0,98 \pm 0,16$	$7,29 \pm 4,99$
Rocuant-Andalién	$1,0 \pm 0,22$	$14,6 \pm 11,56$
Queule	$1,0 \pm 0,21$	$10,74 \pm 9,09$



**Figura 1.** Distribución y comparación de pares con la prueba de Dunn de la densidad aparente ( $\text{g/cm}^3$ ) en los primeros 30 cm de suelos, entre los humedales de la desembocadura del Río Elqui, Mantagua, Cáhuil, Rocuant-Andalién y Queule.



**Figura 2.** Distribución y comparación de pares con la prueba de Dunn del porcentaje de carbono orgánico del suelo (%) por intervalos de profundidad en los humedales de A) la desembocadura del Río Elqui, B) Mantagua, C) Cáhuil, D) Rocuant-Andalién y E) Queule.

### 3.2 Carbono orgánico por cobertura y uso de suelo

El carbono orgánico promedio por hectárea ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ) a nivel de cobertura y uso de suelo para cada área de estudio se presentan en la Tabla 3. En general, los rangos de carbono orgánico promedio variaron entre  $3,8 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$  y  $266,9 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ . El humedal de Queule presentó los

usos de suelo con las mayores reservas de carbono orgánico promedio, correspondientes a “Bosque (pitranto)” con 266,9 Mg C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup>, seguido por “Terrenos húmedos” con 137,6 Mg C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup>. Valores similares fueron registrados en el uso de suelo “Humedal palustre” presente en el humedal Rocuant-Andalién, alcanzando un valor promedio de 121,6 Mg C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup>. En tanto, las formaciones vegetacionales de los humedales de la zona centro-norte, a excepción del humedal de Cáhuil que presento el valor promedio más bajo (3,8 Mg C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup>), variaron entre 20,39 Mg C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup> (“Vegetación halófitas” del humedal del Río Elqui) y 68,90 Mg C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup> (“Marismas” del humedal de Mantagua).

**Tabla 3.** Carbono orgánico promedio y desviación estándar por unidad de superficie, superficie total de las principales coberturas vegetacionales y uso de suelo por humedal, y carbono orgánico total del suelo por humedal.

Humedal	Tipo vegetacional	Carbono orgánico (Mg C <sub>org</sub> ha <sup>-1</sup> )	Superficie (ha)	Carbono orgánico total (Mg C <sub>org</sub> )
Elqui	Vegetación helófitas	50,38446±11,48	10,12	513,92
	Vegetación halófitas	20,39552±8,51	9,37	191,10
Mantagua	Pradera húmeda	48,87±9,88	6	293,23
	Marisma	68,90±21,11	6	413,45
	Pajonal totora	43,64±7,83	6	261,87
Cáhuil	Vegetación palustre	3,8±1,2	48	185,09
Rocuant-Andalién	Humedal palustre	121,6±21,9	789,6	96.025,9
Queule	Terreno húmedo	137,6±31,3	5399	743.260,6
	Bosque (pitranto)	266,9±58,07	6300	1.681.803,2

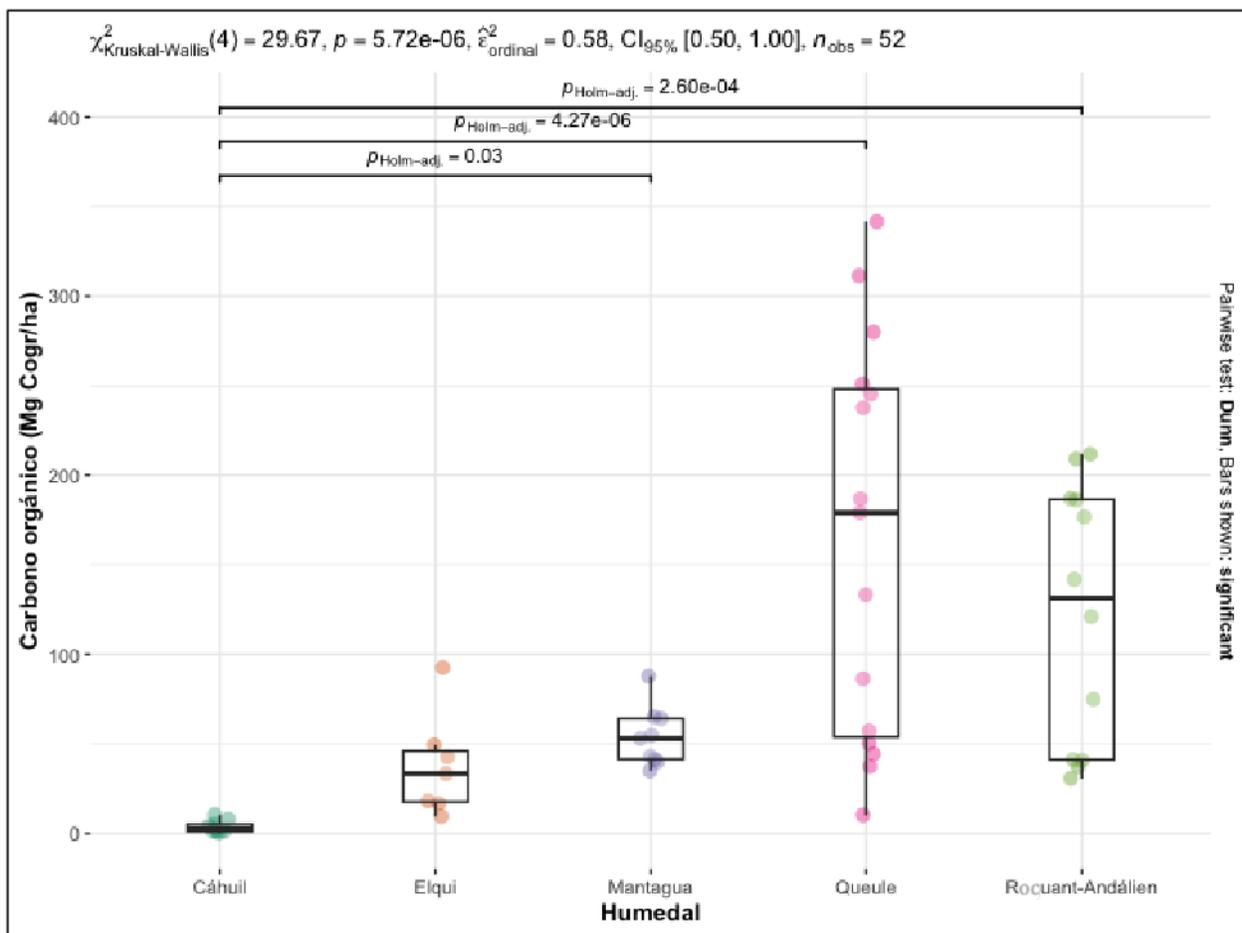
Empleando las cartografías de cada humedal se derivaron las superficies actuales de las coberturas y usos de suelo, y se estimaron las reservas totales por estrata en cada humedal (Tabla 3). Los usos de suelo “Bosque (pitranto)” del humedal de Queule con 1.681.803,2 Mg C<sub>org</sub> y el uso “Humedal palustre” del humedal Rocuant-Andalién con 96.025,9 Mg C<sub>org</sub>, resultaron con las mayores reservas de carbono orgánico. En el humedal de la desembocadura del Río Elqui la cobertura vegetacional con la mayor reserva de carbono fue “Vegetación helófitas” (dominada por helófitas introducidas como *Typha angustifolia*) con 513,92 Mg C<sub>org</sub> y la menor reserva se registró en la cobertura “Vegetación halófitas” (dominada por *Distichlis spicata*, *Frankenia salina*, *Sarcocornia neei*), con 191,10 Mg C<sub>org</sub>. En el humedal de Mantagua, la cobertura “Marismas” presento las mayores reservas totales con 413,45 Mg C<sub>org</sub> (dominada por *Sarcocornia neei*), seguida por “Pradera húmeda” con 293,23 Mg C<sub>org</sub> (dominada por *Schoenoplectus americanus* y *Sellieria radicans*) y “Pajonal totora” con 261,87 Mg C<sub>org</sub> (dominado por *Schoenoplectus californicus*). En tanto, las reservas de carbono más bajas se observaron para las coberturas “Vegetación palustre” en el humedal de Cáhuil con una reserva total de 185,09 Mg C<sub>org</sub>. En general, las diferencias en las reservas de carbono se atribuyen tanto a la magnitud de las

reservas de carbono por unidad de área ( $\text{Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ ), como a la extensión de las coberturas y usos de suelo asociado a estos humedales.

### *3.3 Carbono orgánico por humedal*

A nivel de humedales, las reservas de carbono orgánico por unidad de superficie variaron entre  $3,8 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$  y  $164 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ , con una media de  $90 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$  (Tabla 4). Sin embargo, la media disminuye a  $79 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$  si solo se consideran coberturas/usos de suelo asociados a vegetación herbácea palustre, es decir, excluyendo la cobertura “Bosque (pitrantero)” del humedal de Queule. El humedal de Queule presentó la mayor reserva de carbono orgánico del suelo por hectárea, con una media de  $164 \pm 46,6 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ , seguido de Rocuant-Andalién con una reserva de carbono orgánico por hectárea de  $121,6 \pm 21,9 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ , Matagua con  $53,80 \pm 5,86 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ , la desembocadura de Elqui con  $37,53 \pm 11,54 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$  y Cahuil con  $3,8 \pm 1,2 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ . Sin embargo, solo el humedal de Cahuil fue significativamente menor respecto a los humedales de Mantagua, Rocuant-Andalién y Queule (Figura 3).

Las estimaciones de las reservas de carbono orgánico de este estudio fueron más bajas que los valores predeterminados del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) para marismas en suelos minerales ( $226 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) (Hiraishi et al., 2014), y la estimación global publicada por Chmura et al. (2003) ( $250 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). Sin embargo, el humedal Rocuant-Andalién y Queule presentaron valores relativamente mayores a los reportados por Burke et al. (2022) en Dublín, Irlanda ( $112,1 \pm 10,1 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ ), por Chastain et al. (2018) en Canadá ( $80 \pm 43,8 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ ), y por Raw et al. (2019) en Sudáfrica ( $109,62 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ ). En tanto, los humedales de la desembocadura del Río Elqui, y Mantagua presentaron valores relativamente similares con los reportados en marismas australianas en los estados de Nueva Gales del Sur ( $69.5 \pm 3.33 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ ), Australia Meridional ( $56.6 \pm 8.7 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ ) y Australia Occidental ( $43.12 \pm 7.93 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ ) (Macreadie et al., 2017). Es importante señalar que estas diferencias se deben no solo a los tipos de vegetación, y condiciones ambientales, hidrológicas y geomorfológicas de cada sitio, sino que también al hecho de que las estimaciones se calculan a diferentes profundidades de suelo (entre 30 cm y 1 m de profundidad), mientras que las reservas de carbono del presente estudio alcanzaron solo una profundidad de 20 a 30 cm.



**Figura 3.** Distribución y comparación de pares con la prueba de Dunn de las reservas de carbono orgánico por hectárea en los humedales de la desembocadura del Río Elqui, Mantagua, Cahuil, Rocuant-Andalién y Queule.

Con las cartografías de las superficies asociadas a coberturas y/o usos de suelo de humedales se calculó la superficie total de cada humedal, y se extrapolo el carbono orgánico promedio por unidad de área ( $\text{Mg C}_{\text{Org}} \text{ ha}^{-1}$ ) para estimar la reserva total de carbono orgánico por humedal (Tabla 4). El humedal de Queule registro la mayor reserva total con 1.913.063  $\text{Mg C}_{\text{Org}}$ , mientras que el humedal de Cahuil registro la menor reserva con un valor total de 185,09  $\text{Mg C}_{\text{Org}}$ . Sin embargo, cabe destacar la contribución que ejerce en el humedal de Queule el uso de suelo “Bosque (pitranto)”, con una reserva de carbono orgánico total de 1.681.803  $\text{Mg C}_{\text{Org}}$ , el cual representa el 88% de la reserva total de carbono del humedal de Queule. Sin embargo, si solo consideramos la vegetación de tipo palustre herbácea, el humedal Rocuant-Andalién registra la mayor reserva de carbono orgánico total con un valor de 96.025  $\text{Mg C}_{\text{Org}}$ .

**Tabla 4.** Carbono orgánico promedio y desviación estándar por unidad de superficie, y carbono orgánico total del suelo relativo a la superficie total de cada humedal.

Humedal	Carbono orgánico promedio (Mg C <sub>org</sub> ha <sup>-1</sup> )	Superficie total (ha)	Carbono orgánico total (Mg C <sub>org</sub> )
Desembocadura Río Elqui	37,53±11,54	19,49	731,49
Mantagua	53,80±5,86	18	968,56
Cáhuil	3,8±1,2	48	185,09
Rocuant-Andalién	121,6±21,9	789,6	96.025,9
Queule	163,5±46,6	11.699	1.913.063

### 3.3 Emisiones de CO<sub>2</sub> por pérdida de superficie de humedales costeros

La potencial pérdida del 5% y el 35% de superficie total de los cinco humedales, estimada en 12.574 ha, resultaría en emisiones de carbono de entre 99.620 y 2.324.463 Kg de CO<sub>2</sub> equivalentes (CO<sub>2</sub>e), respectivamente (Tabla 5). Sin embargo, un 95% de estas emisiones se asociarían con la pérdida de superficie del humedal de Queule (94.769 y 2.211.277 kg de CO<sub>2</sub> e), lo que destaca el importante reservorio de carbono azul, y la importancia de su protección. A nivel de área de estudio, la pérdida de entre un 5% y 35% de la superficie del humedal Rocuant-Andalién resultaría en emisiones de entre 4.754 y 110.914 Kg CO<sub>2</sub>e, respectivamente. En tanto, la pérdida de superficie de Mantagua resultaría en emisiones entre 48 y 1.120 Kg CO<sub>2</sub>e, mientras que en la desembocadura del Río Elqui se emitirían entre 36 y 846 Kg CO<sub>2</sub>e, y Cáhuil entre 9 y 211 Kg CO<sub>2</sub>e.

Si se proyecta una futura reducción de la degradación debido a la excavación y drenaje de la superficie total de humedales (12.574 ha), de un 35% (4.394 ha) a un 5% (628 ha), y un escenario donde el 90% del carbono orgánico es susceptible de ser emitido por la pérdida de superficie, la potencial reducción total de emisiones por degradación equivaldría a 1.992.315 Kg CO<sub>2</sub>e (Tabla 5). A nivel de área de estudio, si se disminuye la pérdida de superficie a un 5% se mitigarían 1.895.380 Kg CO<sub>2</sub>e en el humedal de Queule, 95.069 Kg CO<sub>2</sub>e en el humedal de Rocuant-Andalién, 960 Kg CO<sub>2</sub>e en el humedal de Mantagua, 725 Kg CO<sub>2</sub>e en el humedal de la desembocadura del Río Elqui con y finalmente 181 Kg CO<sub>2</sub>e en el humedal de Cáhuil (Tabla 6).

Es importante señalar que la degradación y pérdida de hábitats de carbono azul implica perder importantes sumideros de carbono y su potencial transformación en fuentes emisoras de carbono. Sin embargo, a pesar de que la pérdida de hábitat resulta en la potencial pérdida de las reservas de carbono sedimentario, es necesario destacar las limitaciones de este estudio al no evaluar directamente las pérdidas de CO<sub>2</sub>. Por lo que no es posible determinar la tasa de emisiones de CO<sub>2</sub> asociado a cambios en el uso/cobertura de la tierra y/o el clima. Para tal efecto, se requiere de información adicional que incluye mediciones de secuestro de carbono y la sensibilidad de los suelos para emitir CO<sub>2</sub>.

**Tabla 5.** Estimación<sup>1</sup> de las emisiones de CO<sub>2</sub> por pérdida de la superficie de humedales.

Humedal	Superficie (ha)	Carbono orgánico promedio (MgC <sub>org</sub> ha <sup>-1</sup> )	CO <sub>2</sub> e	Pérdida de CO <sub>2</sub> e											
				27%				50%				90%			
				5%	25%	35%	5%	25%	35%	5%	25%	35%	5%	25%	35%
Elqui	19,49	37,53	137,74	36,2	181,2	253,7	67,1	335,6	469,8	120,8	604	845,6			
Mantagua	18	53,80	197,45	48,0	239,9	335,9	88,9	444,3	622	159,9	799,7	1.119,5			
Cáhuil	48	3,8	13,95	9,0	45,2	63,3	16,7	83,7	117,1	30,1	150,6	210,9			
Rocuant-Andalíen	789,6	121,6	446,27	4.753	23.767	33.274	8.803	44.014	61.619	15.845	79.224	110.914			
Queule	11.699	163,5	600,05	94.769	473.845	663.383	175.498	877.491	1.228.487	315.897	1.579.483	2.211.277			
<b>Total</b>	<b>12.574</b>			<b>99.616</b>	<b>498.079</b>	<b>697.310</b>	<b>184.474</b>	<b>922.368</b>	<b>1.291.315</b>	<b>332.052</b>	<b>1.660.262</b>	<b>2.324.367</b>			

<sup>1</sup> La estimación de las pérdidas se obtuvo de las tendencias propuestas por el proyecto GEF humedales costeros (5%, 25% y 35%). El carbono orgánico promedio para cada humedal fue convertido a CO<sub>2</sub>e multiplicando cada valor por 3,67. Las pérdidas de CO<sub>2</sub>e se asocian al porcentaje de carbono orgánico que es susceptible a ser emitido por la pérdida de la superficie de los humedales, el cual varía entre 27% y 90%.

**Tabla 6.** Estimación de la reducción de emisiones por protección de la superficie de humedales.

Humedal	Superficie (ha)	Carbono orgánico promedio (Mg C <sub>org</sub> ha <sup>-1</sup> )	CO <sub>2</sub> e	Pérdida CO <sub>2</sub> e (90%)			Reducción emisiones CO <sub>2</sub> e
				5% superficie perdida	25% superficie perdida	35% superficie perdida	
Elqui	19,49	37,53	137,74	120,80	604	845,60	724,80
Mantagua	18	53,80	197,45	159,93	799,66	1.119,52	959,59
Cáhuil	48	3,8	13,95	30,12	150,62	210,86	180,74
Rocuant-Andalíen	789,6	121,6	446,27	15.844,89	79.224,44	110.914,21	95.069,32
Queule	11.699	163,5	600,05	315.896,69	1.579.483,45	2.211.276,83	1.895.380,14
<b>Total</b>	<b>12.574</b>			<b>332.052,43</b>	<b>1.660.262,17</b>	<b>2.324.367,03</b>	<b>1.992.314,60</b>

#### 4. Conclusiones

La recopilación y análisis de los datos generados en este estudio corresponden a los primeros datos disponibles de carbono azul en Chile. Las estimaciones de las reservas de carbono azul de los humedales de la desembocadura del Río Elqui, Mantagua, Cáhuil, Rocuant-Andalién y Queule son más bajas que los promedios mundiales, con un valor promedio de  $90,2 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$  en los 30 cm superiores del sedimento. De las cinco áreas de estudio, los humedales de Queule y Rocuant-Andalién representan importantes reservorios de carbono azul, tanto al considerar el contenido de carbono orgánico por unidad de área y la superficie total de cada humedal.

La potencial pérdida del 5% y el 35% de superficie total de los cinco humedales resultaría en emisiones de carbono de entre 99.620 y 2.324.463 Kg de CO<sub>e</sub>. Sin embargo, la pérdida de hábitat del humedal de Queule representa la mayor fuente de la liberación a la atmósfera del carbono orgánico almacenado en los suelos. No obstante, si se reduce de un 35% a un 5% la degradación de la superficie total de humedales (12.574 ha), se mitigarían 1.992.315 Kg CO<sub>2e</sub>.

Es impórtate destacar que existe cierta incertidumbre en torno a este estudio. A nivel metodológico, se requiere mejorar las estimaciones de densidad aparente del suelo. Lo que implica evaluar instrumentos que permitan la obtención de testigos de suelo con mínima compactación. Finalmente, las reservas de carbono orgánico del suelo en humedales costeros varían en función del tipo vegetación, el régimen de mareas, la dinámica de deposición o erosión, la disponibilidad de sedimentos, como del régimen de perturbaciones y cambios de uso de suelo. Sin embargo, no se pudo hacer una caracterización de la variabilidad de las reservas de carbono asociada a estos componentes porque estaba fuera del alcance de este estudio.

## 5. Bibliografía

- Burke, S. A., Manahan, J., Eichelmann, E., & Cott, G. M. (2022). Dublin's saltmarshes contain climate-relevant carbon pools. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.976457>
- Chastain, S. G., Kohfeld, K., & Pellatt, M. G. (2018). Carbon Stocks and Accumulation Rates in Salt Marshes of the Pacific Coast of Canada. *Biogeosciences Discussions*, April, 1–45. <https://doi.org/10.5194/bg-2018-166>
- 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(4). <https://doi.org/10.1029/2002gb001917>
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Drexler, J. Z., Davis, M. J., Woo, I., & de La Cruz, S. (2020). Carbon Sources in the Sediments of a Restoring vs. Historically Unaltered Salt Marsh. *Estuaries and Coasts*, 43(6), 1345–1360. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00748-7>
- Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(11), 961–968. <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>
- Duarte, M., & Macreadie, P. I. (2022). The evolution of blue carbon science. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.020>
- Ewers Lewis, C. J., Carnell, P. E., Sanderman, J., Baldock, J. A., & Macreadie, P. I. (2018). Variability and Vulnerability of Coastal 'Blue Carbon' Stocks: A Case Study from Southeast Australia. *Ecosystems*, 21(2), 263–279. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0150-z>
- Ewers Lewis, C., Young, M., Ierodiaconou, D., Baldock, J., Hawke, B., Sanderman, J., Carnell, P., & Macreadie, P. (2019). Drivers and modelling of blue carbon stock variability. *Biogeosciences Discussions*, C, 1–25. <https://doi.org/10.5194/bg-2019-294>
- Gacia, E., & Duarte, C. M. (2001). Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: The balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(4), 505–514. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0753>
- Gailis, M., Kohfeld, K. E., Pellatt, M. G., & Carlson, D. (2021). Quantifying blue carbon for the largest salt marsh in southern British Columbia: implications for regional coastal management. *Coastal Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1080/21664250.2021.1894815>
- Gallo, N. D., Victor, D. G., & Levin, L. A. (2017). Ocean commitments under the Paris Agreement. *Nature Climate Change*, 7(11), 833–838. <https://doi.org/10.1038/nclimate3422>

- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., & Troxler, T. G. (2014). *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories : Wetlands Task Force on National Greenhouse Gas Inventories*.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., Telszewski, M., & Newsletter, N. W. (2014). Coastal Blue Carbon. In *Conservation International* (Vol. 36, Issue 1).
- Howard, J., Sutton-Grier, A., Herr, D., Kleypas, J., Landis, E., Mcleod, E., Pidgeon, E., & Simpson, S. (2017). Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *15*(1), 42–50. <https://doi.org/10.1002/fee.1451>
- Lovelock, C. E., & Duarte, C. M. (2019). Dimensions of blue carbon and emerging perspectives. *Biology Letters*, *15*(3), 1–5. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0781>
- Macreadie, P. I., Costa, M. D. P., Atwood, T. B., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., Lovelock, C. E., Serrano, O., & Duarte, C. M. (2021). Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment*, *2*(12), 826–839. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00224-1>
- Macreadie, P. I., Ollivier, Q. R., Kelleway, J. J., Serrano, O., Carnell, P. E., Ewers Lewis, C. J., Atwood, T. B., Sanderman, J., Baldock, J., Connolly, R. M., Duarte, C. M., Lavery, P. S., Steven, A., & Lovelock, C. E. (2017). Carbon sequestration by Australian tidal marshes. *Scientific Reports*, *7*. <https://doi.org/10.1038/srep44071>
- Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *9*(10), 552–560. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/110004>
- Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, *5*, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>
- Murray, B., Pendleton, L., Jenkins, W., & Sifleet, S. (2011). Green payments for blue carbon: Economic incentives for protecting threatened coastal habitats. *Nicholas Institute for Environmental ...*, *April*, 52. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Green+Payments+for+Blue+Carbon+Economic+Incentives+for+Protecting+Threatened+Coastal+Habitats#0%5Cnhttp://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Green+payments+for+blue+carbon:+>
- Needelman, B. A., Emmer, I. M., Emmett-Mattox, S., Crooks, S., Megonigal, J. P., Myers, D., Oreska, M. P. J., & McGlathery, K. (2018). The Science and Policy of the Verified Carbon Standard Methodology for Tidal Wetland and Seagrass Restoration. *Estuaries and Coasts*, *41*(8), 2159–2171. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0429-0>

- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., de Young, C., Fonseca, L., & Grimsditch, G. (2009). Blue carbon: A Rapid Response Assessment. In *Environment*.  
[http://www.grida.no/files/publications/blue-carbon/BlueCarbon\\_screen.pdf](http://www.grida.no/files/publications/blue-carbon/BlueCarbon_screen.pdf)
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbà, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE*, 7(9).  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2019.11.005>
- RStudio Team. (2022). *RStudio: Integrated development environment for R*.
- Sadzawka A., Carrasco M. A., Grez R., Mora M. L., Flores H., & Neaman A. (2006). *Métodos de Análisis Recomendados para los Suelos de Chile*.
- Siikamäki, J., Sanchirico, J. N., Jardine, S., McLaughlin, D., & Morris, D. (2013). Blue carbon: Coastal ecosystems, their carbon storage, and potential for reducing emissions. *Environment*, 55(6), 14–29. <https://doi.org/10.1080/00139157.2013.843981>
- Smeaton, C., Barlow, N. L. M., & Austin, W. E. N. (2020). Coring and compaction: Best practice in blue carbon stock and burial estimations. *Geoderma*, 364.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114180>
- Soriano, M., & Pons, V. (2001). *Prácticas de Edafología y Climatología*.
- UICN. (2021). Manual for the creation of Blue Carbon projects in Europe and the Mediterranean. *Manual for the Creation of Blue Carbon Projects in Europe and the Mediterranean.*, May, 144. [http://life-bluenatura.eu/wp-content/uploads/2021/05/manualbluecarbon\\_eng\\_lr.pdf](http://life-bluenatura.eu/wp-content/uploads/2021/05/manualbluecarbon_eng_lr.pdf)
- Wylie, L., Sutton-Grier, A. E., & Moore, A. (2016). Keys to successful blue carbon projects: Lessons learned from global case studies. *Marine Policy*, 65, 76–84.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.12.020>
- Yousefi Lalimi, F., Silvestri, S., D’Alpaos, A., Roner, M., & Marani, M. (2018). The Spatial Variability of Organic Matter and Decomposition Processes at the Marsh Scale. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(12), 3713–3727.  
<https://doi.org/10.1029/2017JG004211>