



UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



# CAMBIOS HISTÓRICOS EN LOS SUMIDEROS DE CARBONO DE MARISMAS INTERMAREALES ASOCIADOS A IMPACTOS HUMANOS EN EL ESTUARIO DE OYAMBRE

Trabajo realizado por:

*Daniel Casaban Padrino*

Dirigido:

*Inés Mazarrasa, José A. Juanes*

Titulación:

**Máster Universitario en  
Gestión Integrada de  
Sistemas Hídricos**

**Santander, Octubre de 2019**

**TRABAJO FINAL DE MASTER**

## RESUMEN: CAMBIOS HISTÓRICOS EN LOS SUMIDEROS DE CARBONO DE MARISMAS INTERMAREALES ASOCIADOS A IMPACTOS HUMANOS EN EL ESTUARIO DE OYAMBRE

**Daniel Casaban Padrino**

*Escuela Técnica Superior de Caminos, Canales y Puertos, Universidad de Cantabria, Santander, España.*

*Instituto de Hidráulica Ambiental, Santander, España.*

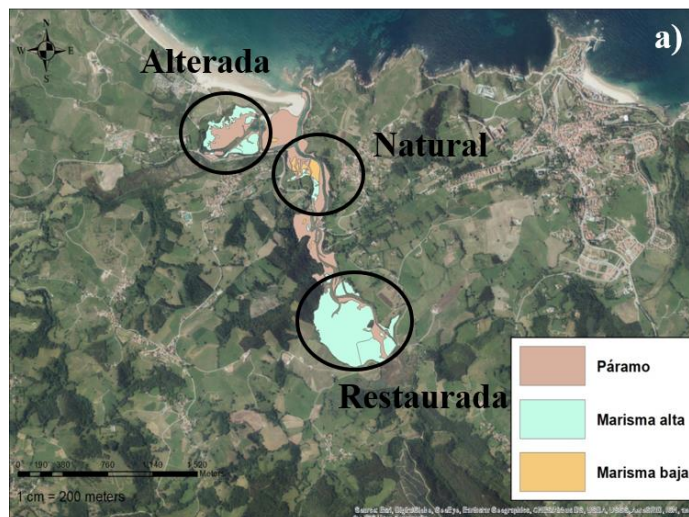
**Palabras clave:** *Sumideros de carbono, marismas, carbono azul, Oyambre, mitigación y adaptación, cambio climático, estuario, antropogénico.*

### 1. ANTECEDENTES

Las marismas son sumideros de carbono significativos a escala global (Nellemann et al., 2009). Sin embargo, las marismas han sido tradicionalmente modificadas y transformadas por el hombre para otros usos lo que puede afectar a su capacidad secuestrar carbono e incluso generar emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> (Lovelock et al., 2017). Por el contrario, la restauración de marismas degradadas podría dar lugar a la recuperación del servicio de secuestro de carbono. El objetivo de este trabajo es evaluar el impacto que la restricción hidrodinámica y conversión a otros usos, así como el efecto de la restauración de una marisma genera en los sumideros de C<sub>org</sub>, en base a un caso de estudio en Cantabria, las marismas de Oyambre.

### 2. METODOLOGÍA

La zona de estudio elegida es el estuario de Oyambre, en Cantabria. Está constituido por dos brazos, la Ría de la Rabia de orientación norte-sur y la Ría de Capitán, con orientación este-oeste. Las marismas de este estuario han sufrido diferentes impactos antrópicos como la construcción de diques y un molino de marea, restringiendo el flujo mareal parcial o totalmente en ambos brazos del estuario con el objetivo de transformarlo para otros usos (Losada et al., 1987). Actuaciones de restauración llevadas a cabo en el 2009 han permitido recuperar la vegetación de marisma característica en la Ría de la Rabia mientras que la Ría de Capitán seguía alterada cuando se planteó este trabajo. Para responder a los objetivos de este trabajo se seleccionaron tres zonas dentro del estuario, representativas de un diferente estado de conservación Natural, Alterada, y Restaurada (Ilustración 1). El impacto de la degradación y posterior restauración de las marismas en su papel de sumidero de carbono se analizó comparando parámetros biogeoquímicos del sedimento de marisma alta y de páramos para las tres zonas de estudio, a partir de testigos de sedimento datados con <sup>210</sup>Pb.



**Ilustración 1.** Zonas de estudio seleccionadas en el estuario de Oyambre en función de su diferente estado de conservación.

### 3. RESULTADOS

Se encontraron diferencias en las variables biogeoquímicas analizadas, entre zonas y a lo largo del perfil de profundidad del sedimento. Entre ellas destaca la mayor concentración de  $C_{org}$  (%PS), menor densidad aparente y mayores tasas de acreción en el sedimento de marismas y páramos de la zona natural respecto a la restaurada, así como la diferencia en la profundidad a la que se acumula el  $C_{org}$  secuestrado para un mismo período de tiempo (1960-2018) (Ilustración 2).

Zona	Estrato	Código core	Profundidad (cm)	Depósitos de $C_{org}$ (Mg $C_{org}$ ha <sup>-1</sup> )	Tasa de acreción (cm año <sup>-1</sup> )
Natural	Páramo	N_P2	21.25	22.48	0.36
	Marisma	N_M3	16.22	56.37	0.29
Alterada	Páramo	A1_P1	13.34	33.76	0.26
	Marisma	A1_M1	5.5	52.12	0.09
Restaurada	Páramo	R_P3	3.5	2.63	0.07
	Marisma	R_M3-	NA	NA	NA

**Ilustración 2.** Magnitud y profundidad en el sedimento que ocupan los depósitos de  $C_{org}$  acumulados desde 1960 hasta el 2018 y tasas de acreción del sedimento para este mismo período, para las distintas zonas de estudio y por hábitat.

### 4. DISCUSIÓN

La restricción del flujo mareal y transformación a otros usos del estuario de Oyambre ha dado lugar a sedimentos más densos con un contenido en  $C_{org}$  elevado en capas superficiales pero que disminuye de forma drástica con la profundidad, un menor contenido en arenas y menores tasas de acreción. El tiempo transcurrido desde la restauración no es suficiente para evaluar el efecto de esta en la recuperación del servicio de secuestro de carbono.

### 5. CONCLUSIÓN

Las alteraciones humanas en el estuario de Oyambre han modificado las características biogeoquímicas del sedimento de las marismas, comprometiendo su papel como sumideros de carbono y su capacidad de adaptación a la subida del nivel del mar.

## **ABSTRACT: HISTORICAL CHANGES IN THE CARBON SINKS OF INTERTIDAL SALTMARSHES DERIVED FROM HUMAN IMPACTS IN THE OYAMBRE ESTUARY**

**Daniel Casaban Padrino**

*School of Civil Engineering; University of Cantabria; Santander; Spain.*

*Environmental Hydraulics Institute of Cantabria, Santander, Spain.*

**Key words:** *carbon sinks, saltmarsh, blue carbon, Oyambre, mitigation and adaptation, climate change, estuary, anthropogenic.*

### **1. BACKGROUND**

Saltmarshes are among the most significant carbon sinks on earth (Nellemann et al. 2009). They have been traditionally transformed by humans for other uses leading to potential negative impacts in their capacity to store carbon and even to the emission of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>. On the contrary, saltmarsh restoration can contribute to the recovery of their carbon sequestration capacity and sedimentary deposits. This study aims to assess the impact of historical tidal restriction and estuarine transformation to other uses and recent restoration actions in the carbon sink capacity of the Oyambre estuary saltmarshes, in the Cantabria region.

### **2. METHODOLOGY**

The area of this study was the Oyambre estuary (west of Cantabria region). It is formed by two branches, Ria de la Rabia (north-south) and Ría de Capitan (west-east). The construction of dykes and a tidal mill in the pass led to the partial or total restriction of the tidal flow with the aim to transform it to other uses (e.g. eucalyptus plantation) (Losada et al., 1987).

Restoration actions carried out in 2009 allowed the recovery of saltmarsh communities in the Ría de la Rabia branch whereas the Ría del Capitan branch remained altered since 1955 until this study was designed. In order to address the goals of this study, three areas were selected based on their conservation status; Natural, altered and restored (Illustration 1). The effect of tidal restriction and estuarine transformation for other uses and the effect of restoration in the saltmarshes carbon sink capacity have been assessed by comparing sediment biogeochemical properties of high saltmarsh communities and mud flats across the three study areas, based on <sup>210</sup>Pb dated sediment cores.

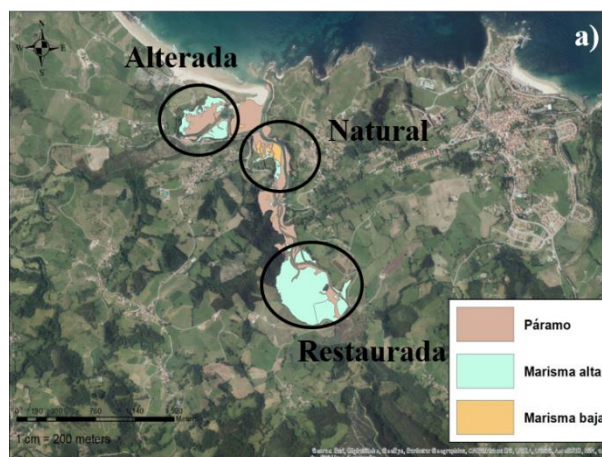


Illustration 1. Study areas selected in Oyambre estuary based on their conservation status.

### 3. RESULTS

Significant differences were found in the biogeochemical properties analyzed between study areas and along the sediment depth profile. Marsh and tidal mudflats from the natural area showed lower bulk density and higher  $C_{org}$  concentration along the sediment depth profile as well as higher accretion rates than marshes and tidal mudflats from the altered and recently restored areas. In addition, the  $C_{org}$  accumulated since 1960 is stored in the upper sediment layers for the altered and restored areas whereas for natural marshes it is distributed towards deeper sediment layers (Illustration 2).

Area	Substrate	Core code	Depth (cm)	Stock ( $Mg C_{org} ha^{-1}$ )	Accretion rate ( $cm año^{-1}$ )
Natural	Badlands	N_P2	21.25	22.48	0.36
	Saltmarsh	N_M3	16.22	56.37	0.29
Altered	Badlands	A1_P1	13.34	33.76	0.26
	Saltmarsh	A1_M1	5.5	52.12	0.09
Restored	Badlands	R_P3	3.5	2.63	0.07
	Saltmarsh	R_M3-	NA	NA	NA

**Illustration 2.** Magnitude of  $C_{org}$  deposits stored between 1960-2018 and sediment depth occupied and sediment accretion rate for the same period for the different study areas and per habitat type.

### 4. DISCUSSION

Tidal restriction and transformation to other uses led to a denser sediments, with high  $C_{org}$  content in the surface layers that steeply decreases towards depth, a decrease in the contribution of sand to the sediment and to lower sediment accretion rates. The time passed since restoration actions is not enough to assess the recovery of  $C_{org}$  sequestration service in the restored marshes.

### 5. CONCLUSION

Human impacts in the Oyambre estuary have altered the sediment biogeochemical properties of saltmarsh communities, compromising their role as carbon sinks and their capacity to adapt to sea level rise.

## Contenido

<b>I. ANTECEDENTES</b> .....	9
<b>II. METODOLOGÍA</b> .....	13
<b>a. Zona estudio.</b> .....	13
<b>b. Diseño muestral</b> .....	14
<b>c. Muestreo</b> .....	16
<b>d. Procesado de los testigos de sedimento</b> .....	16
<b>e. Análisis biogeoquímicos</b> .....	17
<i>Carbono Orgánico (TOC)</i> .....	17
<i>Granulometría</i> .....	18
<i>Edad del sedimento</i> .....	18
<i>Acreción de sedimento</i> .....	19
<b>f. Análisis estadísticos</b> .....	19
<b>III. RESULTADOS</b> .....	20
<b>a. Variables biogeoquímicas</b> .....	20
<i>i. Densidad aparente del sedimento (DA).</i> .....	20
<i>ii. Concentración de carbono orgánico (C<sub>org</sub> %PS).</i> .....	21
<i>iii. Granulometría</i> .....	22
<b>b. Depósitos de carbono orgánico en los primeros 30 cm</b> .....	24
<b>c. Cambios históricos</b> .....	25
<b>i. Variación de la granulometría en el tiempo.</b> .....	25
<b>ii. Variación del contenido en carbono orgánico (C<sub>org</sub>) en el tiempo (mg cm<sup>-2</sup>).</b> .....	26
<b>iii. Estima del depósito de C<sub>org</sub> acumulado y las tasas de acreción de sedimento desde 1960</b> .....	28
<b>IV. DISCUSIÓN</b> .....	29
<b>V. CONCLUSIÓN</b> .....	34
<b>VI. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	36
<b>ANEXOS</b> .....	39

Figura 1. Esquema conceptual de los flujos y reservas de carbono en las marismas.....	10
Figura 2. Mapa del estuario de Oyambre (b) y su localización en Cantabria (España) (a).....	13
Figura 3. . Cambios producidos en el estuario de Oyambre: a) Localización de los diques (1, 2, 3) y área ocupada la especie invasora <i>Bacharis halimifolia</i> en el pasado. b) resultado de las actuaciones de restauración llevadas a cabo en 2009.....	14
Figura 4. Áreas de estudio según el estado de conservación en donde las estrellas corresponden los puntos de muestreo: a) localización de estaciones en marisma alta y marisma en b) área natural, c) área alterada y d) área restaurada. La Tabla 1 muestra la localización de las estaciones de muestreo y las especies dominantes.....	15
Figura 5. Pasos del muestreo de testigos de sedimento: a) clavado manual; b) medida de la distancia externa e interna entre la parte superior del tubo y el sedimento; c) tapón hermético para hacer vacío, e) extracción del testigo de sedimento y d) mantenimiento en vertical.....	16
Figura 6. Procesado de testigos: a) extracción del sedimento por la parte superficial b) seccionado del sedimento; c) pesada de cada sección y d) secado. ....	17
Figura 7. Densidad aparente ( $DA\ g\ cm^{-3}$ ) del sedimento en profundidad (cm) para cada una de los 3 testigos muestreados en las tres zonas de estudio (natural, alterada y restaurada), en marisma y en páramo. ....	21
Figura 8. concentración de $C_{org}$ (%CO) en profundidad (cm) medida en los tres testigos de sedimento muestreados por hábitat (marisma y páramo) y zona de estudio (natural, alterada y restaurada).....	22
Figura 9. % de sedimento fino (limos y arcillas, $<63\ \mu m$ ,) y arenas en profundidad medido en uno de los testigos de sedimento muestreada en marisma y páramo de las tres zonas de estudio: natural, alterada y restaurada.....	24
Figura 10. Media y error estándar de los depósitos de $C_{org}$ acumulados en los primeros 30 cm de sedimento estimados para marismas (barras gris oscuras) y páramos (barras gris claro) de las tres zonas de estudio.....	25
Figura 11. Contenido de limos y arcillas (%) y arenas (%) en el sedimento de los testigos datados a lo largo del perfil de profundidad y en el tiempo, por zona de estudio (natural, alterada y restaurada) y por hábitat (marisma y páramo). ....	26
Figura 12. Contenido de $C_{org}$ ( $mg\ cm^{-2}$ ) en el sedimento a lo largo del tiempo para los testigos que pudieron ser datados.....	27

Anexo 1. Resultados del análisis de la varianza para la densidad aparente del sedimento (DA) entre los dos tipos de hábitat, y entre las zonas de estudio por tipo de hábitat.....	40
Anexo 2. Promedio de la densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ ) de la zona natural, alterada y restaurada tanto para páramo como marisma en base al perfil de profundidad (cm), error estándar y tamaño de muestra .....	42
Anexo 3. Resultados del análisis de la varianza y del test de Tukey para la concentración de $C_{\text{org}}$ (%PS) en el sedimento entre los dos tipos de hábitat (marisma y páramo), y entre las zonas de estudio por tipo de hábitat.....	42
Anexo 4. Concentración del contenido en $C_{\text{org}}$ (%) de la zona natural, alterada y restaurada tanto para páramo como marisma en base al perfil de profundidad (cm), error estándar y tamaño de muestra .....	44
Anexo 5. Resultados del análisis de la varianza y del test de Tukey para el contenido de sedimento fino (limos y arcillas), entre los dos tipos de hábitat (marisma y páramo), y entre las zonas de estudio por tipo de hábitat.....	44
Anexo 6. Resultados del análisis de la varianza y del test de Tukey para los depósitos de Corg ( $\text{Mg Corg/ha}^{-1}$ ) en los 30 primeros centímetros entre los dos tipos de hábitat (marisma y páramo), y entre las zonas de estudio por tipo de hábitat .....	46





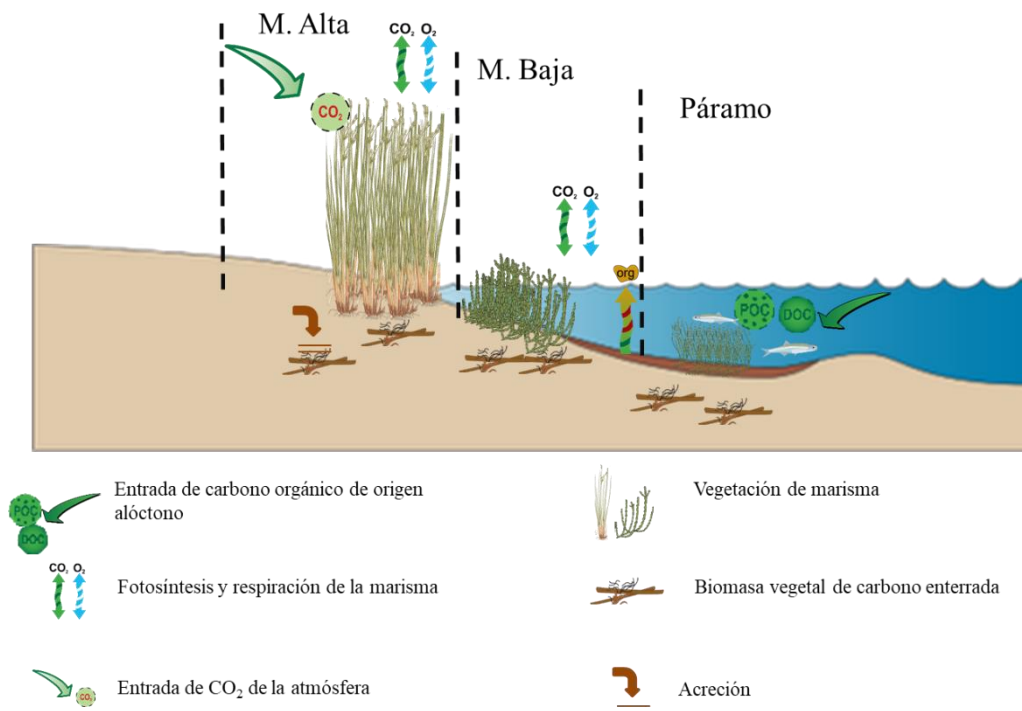
## I. ANTECEDENTES

Debido al incremento en las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero como el CO<sub>2</sub>, se ha estimado en la actualidad que la temperatura global del planeta está 1 °C por encima de niveles preindustriales y se prevé que, siguiendo el ritmo económico actual en el 2030 el planeta se encuentre 1.5 °C por encima, pudiendo aumentar más a lo largo del presente siglo (IPCC, 2018). Entre las consecuencias del Cambio Climático y aumento de la temperatura se encuentra la subida del nivel del mar y el aumento de la frecuencia e intensidad de eventos climáticos extremos, siendo las zonas costeras especialmente vulnerables a estos impactos (IPCC, 2007). Fijando el aumento de la temperatura hasta un máximo de 1.5 °C, se reducirían los impactos en los ecosistemas costeros así como el mantenimiento de los servicios que estos ofrecen (IPCC, 2018). Para ello, es clave la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero tanto derivadas de procesos industriales como de la destrucción o transformación de sumideros naturales de carbono (p.ej. bosques terrestres), cuya degradación contribuye significativamente a la emisión de CO<sub>2</sub> a la atmósfera (hasta un 12% de las durante los años 1980-2010 (Houghton et al., 2012). Sin embargo, a día de hoy, el descenso de las emisiones de CO<sub>2</sub> por sí sólo no sería suficiente para lograr la estabilización de su concentración en la atmósfera, sino que es necesario favorecer su absorción y el almacenamiento en otro compartimento (Batjes, 1998; IPCC, 2007), proceso que se conoce como secuestro de carbono (IPCC, 2007).

Los ecosistemas costeros vegetados como las praderas de fanerógamas marinas, manglares y marismas, han sido identificados como importantes sumideros de carbono con una capacidad comparable a la de los bosques terrestres (Nellemann et al., 2009; McLeod et al., 2011). Estos hábitats ocupan menos del 2% de la superficie de los océanos y contribuyen cerca de la mitad del almacenamiento de carbono secuestrado por los océanos. (Duarte et al., 2005). El carbono secuestrado por los ecosistemas costeros vegetados se conoce como Carbono Azul, para diferenciarlo del carbono secuestrado por ecosistemas terrestres (Nellemann et al, 2009). En los estuarios de Europa existen 2 de los 3 ecosistemas de Carbono Azul, marismas intermareales y praderas marinas, que se distribuyen dentro de estuarios en un gradiente altitudinal respecto a la marea.

La capacidad para secuestrar carbono de marismas y praderas marinas se debe en primer lugar a su elevada producción primaria (Duarte and Cebrian, 1996). En concreto, las marismas contribuyen aproximadamente en un 41% a la producción global de los ecosistemas costeros, y en un 14-20% a la producción global de los océanos (Duarte and Cebrian, 1996). Estos ecosistemas absorben el CO<sub>2</sub> de la atmósfera por medio de la fotosíntesis y lo almacenan en forma de biomasa aérea (tallos y hojas) y subterránea (raíces y rizomas). Mientras que la biomasa aérea es susceptible de ser consumida por herbívoros, descompuesta o exportada por las corrientes, la biomasa subterránea queda protegida en el sedimento, donde las condiciones anóxicas inhiben su remineralización favoreciendo su acumulación en el tiempo (McLeod et

al., 2011). Además, estos ecosistemas pueden capturar y almacenar carbono procedente de otros sistemas adyacentes (p.ej. fitoplancton, macroalgas, o materia orgánica de origen terrestre) gracias al dosel vegetal que actúa como un filtro, capturando partículas de la columna de agua. Además, el dosel vegetal amortigua la energía de las corrientes, favoreciendo la sedimentación y reduciendo la erosión y exportación (Bouma et al., 2005). Como consecuencia, la mayor parte del carbono secuestrado en estos ecosistemas se encuentra en el sedimento, formado por carbono autóctono (biomasa, principalmente subterránea) y alóctono (derivado de otras fuentes) donde las condiciones anóxicas favorecen su conservación (Fourqurean et al., 2012; Duarte et al., 2013) (Figura 1).



**Figura 1.** Esquema conceptual de los flujos y reservas de C<sub>org</sub> en las marismas.

La magnitud de los depósitos de C<sub>org</sub> del sedimento en marismas es muy variable y depende de factores tanto bióticos (p.ej. características fisiológicas y estructurales de la especie dominante) como abióticos, como la turbidez del agua, la granulometría del sedimento, y la influencia mareal tanto en un gradiente horizontal en el estuario como vertical dentro de la marisma (Middleton and Mckee, 2001; Sousa et al., 2017; Kelleway et al., 2016; Macreadie et al., 2017). Por ejemplo, en un estudio reciente sobre los sumideros de carbono de marismas en Australia, Macreadie et al.(2017), encontraron diferencias significativas entre especies y respecto a la localización de las marismas en el estuario: marismas interiores con una mayor influencia fluvial mostraron un mayor contenido en C<sub>org</sub> en el sedimento de aproximadamente el doble que aquellas que con mayor influencia marina, probablemente debido al aporte de carbono alóctono del río. La influencia mareal también determina el tamaño de grano del sedimento de marismas, que tiende a ser más grueso en marismas costeras y más fino en marismas de la parte interna del estuario (Kelleway et al., 2016). La granulometría del



sedimento, en concreto el contenido sedimento fino (limos y arcillas,  $<63\mu\text{m}$ ) parece estar directamente relacionado con el contenido en  $C_{\text{org}}$ , tanto en praderas marinas (Serrano et al., 2016) como en marismas (Kelleway et al., 2016), que se explica en parte por un menor contenido en oxígeno que en sedimentos arenosos y muchas veces porque los sedimentos finos caracterizan zonas con una mayor influencia fluvial (Kelleway et al., 2016). Por otro lado, las comunidades localizadas sobre la marisma media o baja (p.ej. los espartinales) reciben una mayor cantidad de sedimentos que las comunidades de marisma alta (p.ej. Juncales) lo que puede dar lugar a una mayor acumulación de  $C_{\text{org}}$  (Allen, 2000; Macreadie et al., 2013).

Además de su elevada capacidad para secuestrar carbono, las marismas ofrecen otros múltiples servicios tanto de aprovisionamiento (p.ej. mantenimiento de pesquerías), de regulación (p.ej. mantenimiento de la calidad del agua, protección costera frente a la erosión), de soporte (p.ej. hábitat de numerosas especies) y culturales (p.ej. valores recreativos), siendo claves para mantener el bienestar humano y la biodiversidad global (Barbier et al., 2011). Por último, la acumulación de biomasa subterránea y la sedimentación genera la acreción del sedimento de estos ecosistemas, lo que les confiere cierta capacidad de adaptación a la subida del nivel del mar y asegura un mantenimiento de los servicios ecosistémicos que proveen a largo plazo (Duarte et al., 2013; Figura 1).

A pesar de los importantes servicios ecosistémicos que proveen, las marismas se encuentran entre los ecosistemas más amenazados de la tierra, debido sobre todo a impactos de origen humano (Losada et al., 1987; Duarte et al., 2008). En concreto, en Europa, entre los siglos XIX y mediados del XX, la superficie de marismas en estado natural se redujo drásticamente debido a políticas de drenaje y secado de estuarios y su transformación para otros usos (p.ej. agricultura, acuicultura, silvicultura) y a la regulación del flujo mareal mediante molinos para producir energía (molinos de marea) (Jiménez et al., 2012). La pérdida o degradación de marismas naturales supone una amenaza para los servicios ecosistémicos que proveen, incluida su capacidad de secuestrar carbono (Barbier et al., 2011). Por ejemplo, la restricción del flujo mareal y disminución de la salinidad favorece la degradación de la materia orgánica y la emisión de  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ , debido a la falta del ion sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), que se encuentra en el agua de mar y su presencia impide la producción microbiana de  $\text{CH}_4$  (Portnoy, 1999). Además la restricción del flujo mareal en estuarios favorece a la expansión de especies vegetales invasoras y de agua dulce (Neckles et al., 2002). Estas especies modifican las características del suelo llegando a afectar a la producción primaria de las especies autóctonas, uno de los principales componentes que controlan el proceso de secuestro de carbono (Neckles et al., 2002). Además, su capacidad de secuestrar carbono puede ser mayor o menor que la de las especies nativas, en función de su biomasa subterránea, producción primaria o capacidad para capturar el carbono alóctono, por lo que es esperable que la expansión especies invasoras tenga un impacto en el secuestro de carbono en estuarios (Yuan et al., 2015). La construcción de diques, además, restringe el transporte de partículas desde la zona más interna del estuario a la



zona más externa y al revés, lo que puede alterar la acumulación de carbono alóctono, la granulometría y la acreción de sedimento en las marismas a ambos lados del dique, modificando su capacidad de secuestrar carbono y de adaptación a la subida del nivel del mar (Gedan et al., 2008). Por último, el drenaje de las marismas incrementa la exposición del carbono almacenado en el suelo a condiciones óxicas, favoreciendo su remineralización y emisión en forma de CO<sub>2</sub>, (Kroeger et al., 2017). Como consecuencia, es esperable que el secado de marismas y su conversión a otros usos así como la restricción del flujo mareal genere un impacto en los sumideros de carbono asociados (Davidson et al., 2017). Además, puede derivar en la emisión en forma de CO<sub>2</sub> de los depósitos de carbono del sedimento (Kroeger et al., 2017).

Por el contrario, la conservación de marismas contribuye al secuestro de carbono y evita las emisiones de CO<sub>2</sub> derivadas de la degradación de estos ecosistemas. Igualmente su restauración puede dar lugar a la recuperación de los sumideros de carbono asociados como demuestran trabajos recientes (Kroeger et al., 2017; Burden et al., 2019). Sin embargo, el tiempo requerido para recuperar los sumideros de carbono en áreas restauradas hasta niveles similares a los de zonas conservadas es variable y en general alto, hasta del orden de 100 años en marismas intermareales (Burden et al., 2019).

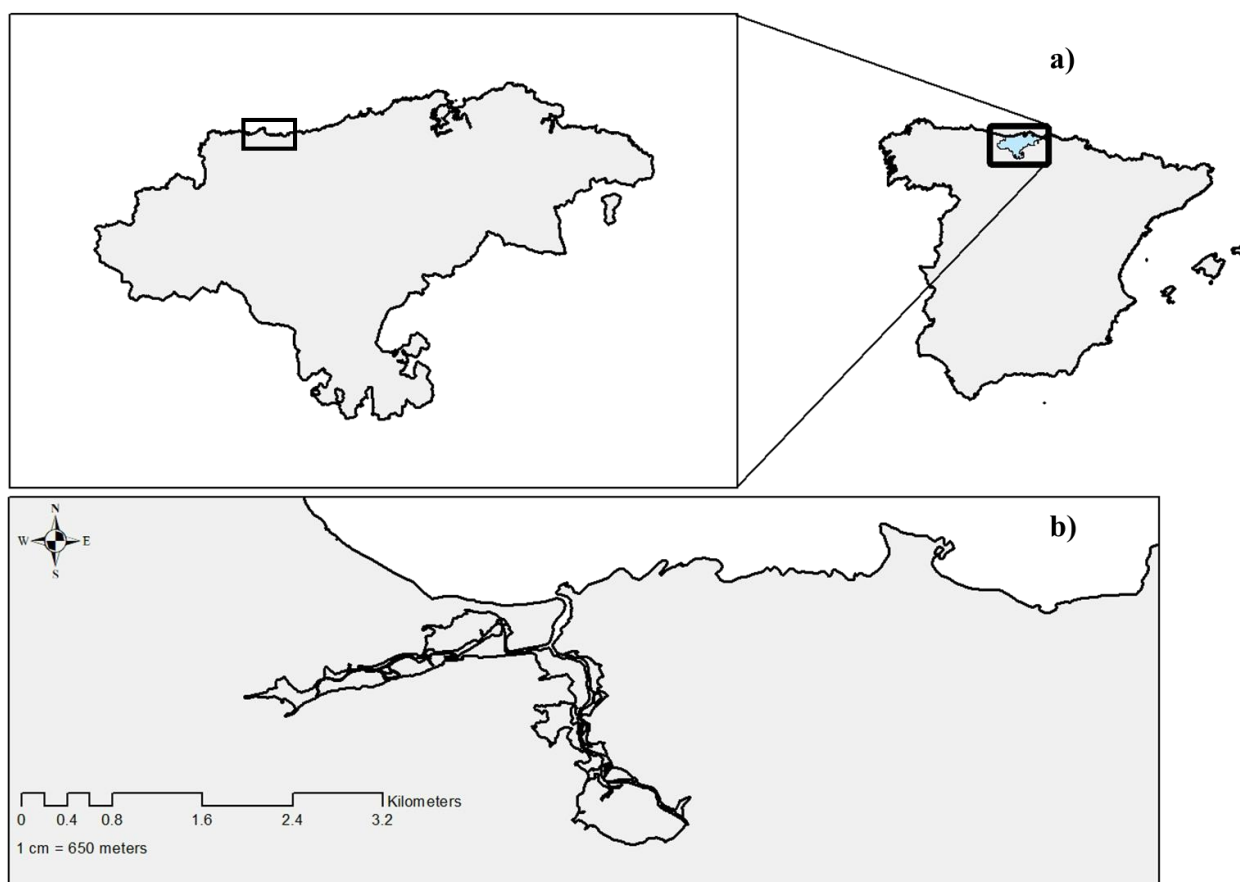
En resumen, la conservación y restauración de las marismas que han sido degradadas o transformadas para otros usos podría ser considerado como una estrategia de mitigación frente al cambio climático de la misma manera que se considera la conservación y restauración de masa forestal terrestre, a la vez que favorecería el mantenimiento de todos los demás servicios ecosistémicos asociados. (Nellemann et al., 2009). Para ello es necesario demostrar el papel que juegan las marismas estuarinas como sumideros de carbono, aumentando el conocimiento sobre tasas de secuestro de carbono, magnitud de los depósitos y de los factores que determinan la variabilidad espacial y temporal (Macreadie, 2019). Además, es necesario demostrar el impacto de la degradación de estos ecosistemas y su transformación para otros usos en los sumideros de carbono asociados y el potencial de la restauración para recuperar este servicio (Crooks et al., 2011; Kroeger et al., 2017; Macreadie, 2019).

Este trabajo tiene como objetivo evaluar el papel de las marismas del estuario de Oyambre (Cantabria) como sumideros de carbono a partir del análisis de los depósitos y tasas de secuestro de C<sub>org</sub> estimados en testigos de sedimento datados. Además, este trabajo pretende evaluar el impacto que las alteraciones hidrodinámicas y la transformación para otros usos ha tenido en el servicio de secuestro de carbono de estas marismas y el efecto que la restauración de marismas degradadas ha tenido en la recuperación de este servicio ecosistémico.

## II. METODOLOGÍA

### a. Zona estudio.

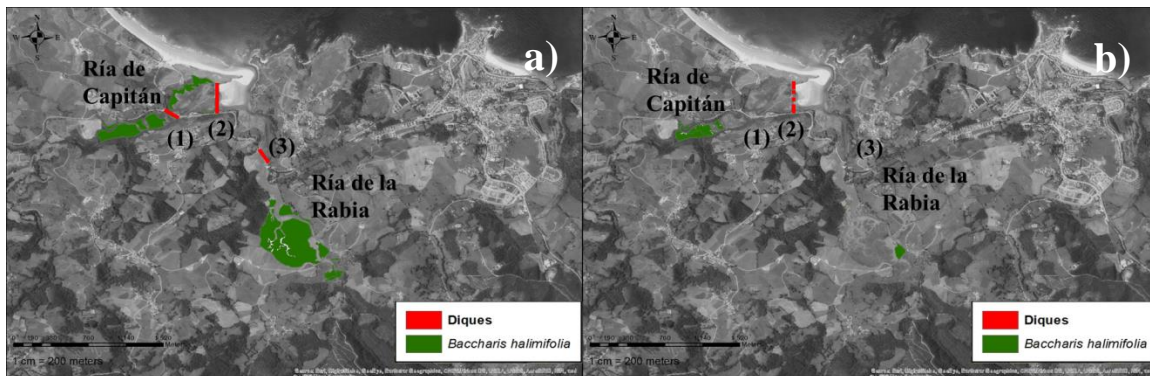
El estuario de Oyambre se encuentra en el parque que da nombre al mismo, al oeste de la costa de Cantabria (España) entre los municipios de Comillas, San Vicente de la Barquera y Valdáliga. Está formado por dos brazos, la Ría de La Rabia con orientación norte-sur y cuya extensión es de 0.60 km<sup>2</sup>, y la Ría del Capitán, con orientación este-oeste con una extensión de 0.3 km<sup>2</sup> (Figura 2). El aporte fluvial es bajo en ambos brazos.



**Figura 2.** a) Localización en Cantabria (España) del b) estuario de Oyambre.

Durante los últimos 200 años el estuario ha sufrido diferentes alteraciones con el objetivo de desecar algunas zonas del estuario y transformarlas para otros usos, así como utilizar la energía de la marea para procesos productivos. Entre 1855-1860 en la Ría del Capitán se construye el primer dique con un puente que restringe el flujo mareal (dique 1; Figura 3a). Años más tarde, en el 1900 se añaden al mismo unas compuertas para secar su interior y usar esas tierras para actividades agrícolas. En la misma ría, en el 1955 se construyó una segunda escollera en la parte más externa de la ría (dique 2, Figura 3a) para transformar la zona entre el dique 1 y 2 en una plantación de eucaliptos. Por otro lado, en la Ría de La Rabia se construye en 1855 un dique (dique 3, Figura 3a) de un solo ojo, completándose años más tarde con un molino de marea con el que se regulaba el agua. En el 1985 el molino dejó de funcionar

bloqueando el paso del agua y llegando a convertir la parte interna en una laguna oligohalina. Debido a la construcción de los diques se redujo el prisma de marea que junto al basculamiento de la arena y del material erosionado, redujeron la desembocadura del estuario favoreciendo el secado las marismas ( Losada., 1987). Además, la restricción del flujo mareal y la reducción de la salinidad favoreció la expansión de la especie invasora, *B. halimifolia* que llegó a ocupar casi todo el estuario (3a).

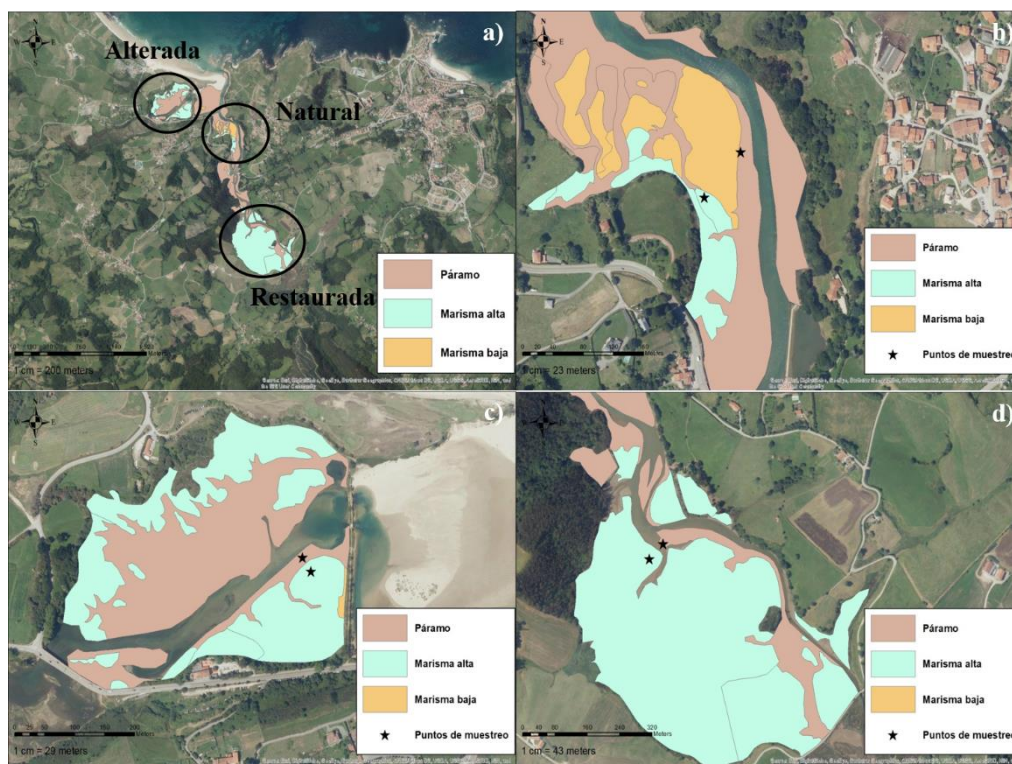


**Figura 3.** Cambios producidos en el estuario de Oyambre: **a)** Localización de los diques (1, 2, 3) y área ocupada la especie invasora *Baccharis halimifolia* en el pasado. **b)** resultado de las actuaciones de restauración llevadas a cabo en 2009.

A mediados de los años 90 el dique más externo de la Ría del Capitán (2) se rompe permitiendo el paso de un flujo mareal muy restringido a la parte externa de la Ría del Capitán que acabó con la vida de los eucaliptos (Figura 3b). El dique de la Ría de la Rabia (3) se retiró en el 2009 permitiendo la recuperación del flujo mareal normal y la restauración de la vegetación de marisma típica (Galván et al., resultados nos publicados). Ese mismo año se sustituye el dique interno de la Ría del Capitán (dique 1) por un puente, aunque la entrada de agua a la parte más interna seguía siendo muy restringido debido al todavía presente dique externo de la Ría (dique 2), que ha sido finalmente retirado el pasado diciembre (2018), antes de que comenzara este estudio (Proyecto CONVIVE LIFE). Además de las actuaciones de retirada de los diques, en 2009 se llevó a cabo la tala de ejemplares de *B. halimifolia* en las dos ramas del estuario. A día de hoy, la *B. halimifolia* ha vuelto a rebrotar y domina zonas internas de la Ría del Capitán, donde el flujo mareal se ha mantenido muy restringido mientras que en la Ría de la Rabia la recuperación del flujo mareal parece haber evitado su rebrote (Figura 3b).

#### **b. Diseño muestral**

Teniendo en cuenta la historia de alteraciones producidas en el estuario y los objetivos de este trabajo, se dividió el estuario en tres áreas de estudio en diferente estado de conservación: Natural, Alterada, y Restaurada (Figura 4a). En cada una estas áreas se consideraron 2 estaciones, ubicadas en dos hábitats distintos del estuario: marisma alta y páramo dando lugar a un total de 6 tratamientos: Natural marisma, Natural páramo, Restaurada marisma, Restaurada páramo, Alterada marisma y Alterada páramo (Figura 4 b, c, y d; Tabla 1).



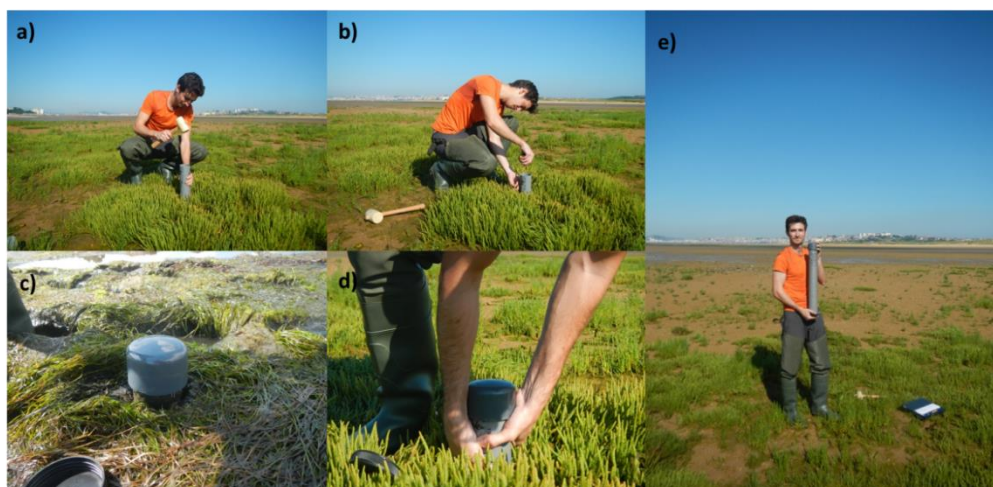
**Figura 4.** A) Áreas de estudio según el estado de conservación y estaciones (puntos de muestreo) en marisma alta y páramo en b) área natural, c) área alterada y d) área restaurada. La Tabla 1 muestra la localización de los puntos de muestreo y las especies dominantes.

**Tabla 1.** Localización de los puntos de muestreo, especies dominantes, testigos de sedimento muestreados y factor de compresión por área del estuario y por hábitat.

Área	Estación	Latitud y Longitud	Especies	Código testigo	Factor de compresión (%)
Natural	Páramo	393285 / 4804227	<i>Zostera noltii</i>	N_P1	15.77
				N_P2	10.58
				N_P3	7.35
	Marisma	393237 / 4804171	<i>Halimione spp. Juncus spp.</i>	N_M1	13.03
				N_M2	12.53
				N_M3	10.60
Restaurada	Páramo	393436 / 4803197	-	R_P1	7.18
				R_P2	6.92
				R_P3	10.58
	Marisma	393416 / 4803166	<i>Halimione spp, Suaeda spp, Limonium spp. Festuca spp, Juncus spp, Helimus spp.</i>	R_M1	12.87
				R_M2	12.22
				R_M3	10.35
Alterada	Páramo	392695 / 4804536	-	A1_P1	6.29
				A1_P2	8.51
				A1_P3	9.79
	Marisma	392709 / 4804514	<i>Halimione, Inula, Elymus, Juncus</i>	A1_M1	0.00
				A1_M2	0.00
				A1_M3	7.00

### c. Muestreo

El muestreo se llevó a cabo en Julio del 2018, mediante la extracción de testigos de sedimento siguiendo el protocolo para la cuantificación de Carbono Azul de Howard et al., (2014). La Figura 5 muestra los diferentes pasos del muestreo de un testigo de sedimento. En concreto se muestrearon 3 testigos de sedimento por tratamiento (Tabla 1) clavando manualmente con ayuda de un martillo tubos de PVC de aproximadamente 60 cm de longitud y 7 cm de diámetro (Figura 5a) hasta alcanzar la profundidad máxima. Los testigos se extrajeron sellando previamente la parte superior para evitar la pérdida de muestra (Figura 5c, d). Una vez extraído se tapó la parte inferior y se mantuvo en posición vertical hasta su congelación (Figura 5e). Durante el muestreo, el sedimento tiende a comprimirse. Para tener en cuenta este fenómeno a la hora de estimar los depósitos y tasas de secuestro de  $C_{org}$  así como las tasas de acreción se estimó la compactación producida para cada uno de los testigos muestreados, como el cociente de la diferencia entre la distancia externa e interna entre la superficie del tubo y el sedimento, medidas durante el muestreo (Figura 5b), y la diferencia entre la longitud del tubo utilizado y la distancia externa. La compactación de cada testigo se muestra en la Tabla 1. Los testigos de sedimento se mantuvieron congelados hasta su procesado.



**Figura 5.** Pasos del muestreo de testigos de sedimento: **a)** clavado manual; **b)** medida de la distancia externa e interna entre la parte superior del tubo y el sedimento; **c)** tapón hermético para hacer vacío, **e)** extracción del testigo de sedimento y **d)** mantenimiento en vertical.

### d. Procesado de los testigos de sedimento

Los testigos de sedimento se procesaron una vez descongelados total o parcialmente. El sedimento se extrajo del tubo desde la superficie hasta la parte más profunda empujándolo manualmente por la parte inferior del tubo (Figura 6a). Por cada uno de los tratamientos uno de los testigos se seccionó cada 1 cm y los otros dos testigos cada 2 cm (Figura 6b). De cada una de las secciones resultantes se midió el volumen húmedo y el peso húmedo (Figura 6c) y se pusieron a secar en una estufa a 60°C durante un mínimo de 96 horas hasta alcanzar una



temperatura constante (Figura 6d). Una vez secas se midió el peso seco de cada sección.



**Figura 6.** Procesado de testigos: **a)** extracción del sedimento por la parte superficial **b)** seccionado del sedimento; **c)** pesada de cada sección y **d)** secado.

El peso seco y el volumen húmedo de cada sección se utilizaron para calcular la densidad aparente del sedimento ( $DA$ ,  $\text{g cm}^{-3}$ ) según la ecuación (1), a lo largo del perfil de profundidad de cada testigo.

$$DBD\left(\frac{\text{mg}}{\text{cm}^3}\right) = \frac{M_d}{V_w}$$

Una vez secas las secciones se guardaron secas hasta su posterior análisis.

### e. Análisis biogeoquímicos

#### *Carbono Orgánico (TOC)*

El carbono orgánico total ( $C_{\text{org}}$ ) se midió de muestras alternas a lo largo del perfil de profundidad para los tres testigos de sedimento de cada tratamiento. El análisis se hizo utilizando un analizador de Carbono Orgánico Total en el laboratorio IHLab Bio de IHCantabria. De cada muestra se combusionó una submuestra de 200 mg a  $900\text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $C_{\text{tot}}$ ) con una atmósfera rica en oxígeno, lo que genera la emisión en forma de  $\text{CO}_2$  del carbono total de la muestra ( $C_{\text{tot}}$ ). Después, de la muestra original se combusionó a  $200\text{ }^{\circ}\text{C}$  y acidificó otra submuestra equivalente en peso, generando la emisión en forma de  $\text{CO}_2$  del carbono inorgánico ( $C_{\text{inorg}}$ ) presente en la muestra (p.ej. carbonatos de conchas). El analizador cuantifica el  $\text{CO}_2$  que se genera en ambos procesos mediante una banda infrarroja y lo convierte en contenido de  $C_{\text{tot}}$  y  $C_{\text{inorg}}$  en la muestra original en porcentaje de peso seco (%PS). La diferencia de ambos es el

contenido de carbono orgánico ( $C_{org}$  %PS).

Para estimar el contenido de  $C_{org}$  por unidad de superficie a lo largo del perfil de profundidad del sedimento ( $g C_{org} cm^{-2}$ ), se multiplico la densidad de  $C_{org}$  ( $mg C_{org} cm^{-3}$ ) para cada sección por la altura de la sección (1 o 2 cm). La densidad de  $C_{org}$  ( $mg C_{org} cm^{-3}$ ) se estimó multiplicando la concentración de  $C_{org}$  (%PS) y la densidad aparente del sedimento ( $g cm^{-3}$ ).

Para poder comparar la magnitud de los depósitos de  $C_{org}$  en el sedimento para los distintos tratamientos se estimó, por testigo, el  $C_{org}$  acumulado para los primeros 30 cm de sedimento, profundidad alcanzada por la mayoría de los testigos muestreados (12 de 18 testigos), sumando el contenido en  $C_{org}$  de las secciones entre 0 y 30 cm de profundidad (depósitos observados). Para los 6 testigos de menos de 30 cm de longitud, el depósito de  $C_{org}$  acumulado a 30 cm de profundidad se estimó aplicando la ecuación resultante de ajustar el depósito acumulado en las secciones más profundas y la profundidad (depósitos estimados). A partir de los depósitos de  $C_{org}$  orgánico observados y estimados se calculó, por tratamiento, la magnitud de los depósitos de  $C_{org}$  en los primeros 30 cm como el promedio del depósito acumulado de los tres testigos de sedimento correspondientes. De forma similar se estimó el  $C_{org}$  acumulado desde 1960, fecha posterior a la construcción del dique de Capitán (dique 2, Figura 4) para aquellos testigos que pudieron ser datados. Los resultados de los depósitos de  $C_{org}$  se reportan en  $Mg ha^{-1}$  para poder compararlos con resultados de otros trabajos.

### *Granulometría*

Se analizó la granulometría en secciones alternas de un testigo de sedimento por tratamiento, cortado cada 1 cm, mediante un Beckman Coulter LS GB500 en la Universidad de Barcelona. El sedimento se clasificó de acuerdo con el tamaño de grano en limos y arcillas ( $\emptyset$ :  $< 63 \mu m$ ) y arenas ( $\emptyset$ :  $63-2000 \mu m$ ), siguiendo la clasificación Udden-Wentworth.

### *Edad del sedimento*

La datación del sedimento es fundamental para poder estimar la tasa de acumulación de  $C_{org}$  y la tasa de acreción del sedimento, así como para evaluar la evolución temporal en las propiedades biogeoquímicas del sedimento y asociar estos cambios a procesos pasados ocurridos en el ecosistema.

Para este estudio se dató un testigo de sedimento por tratamiento, el cortado en secciones de 1 cm de profundidad, en el laboratorio de radioactividad de la Universidad Edith Cowan (Perth, Australia). Se utilizó principalmente el radioisótopos,  $^{210}Pb$ , muy útil en la datación de sedimentos costeros acumulados en los últimos 100-150 años (Appleby, 2001; Arias-Ortiz et al., 2018). El  $^{210}Pb$  es un radionúclido presente de forma natural en la naturaleza que dispone de una vida media ( $\lambda$ ) de  $22,3 \pm 0.1$  años. En los sedimentos de ecosistemas costeros el  $^{210}Pb$  proviene de dos fuentes. La primera es la descomposición natural del  $^{226}Ra$ , va dando lugar a



una concentración constante de  $^{210}\text{Pb}$  en el sedimento denominada  $^{210}\text{Pb}$  de base ( $^{210}\text{Pb}_{\text{sup}}$ ). La segunda es por sedimentación de partículas que favorece la acumulación de  $^{210}\text{Pb}$  desde la columna de agua, dando lugar a lo que se conoce como  $^{210}\text{Pb}$  en exceso ( $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ) (Appleby, 2001). Una vez en el sedimento, el  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  sufre una desintegración radiactiva a una tasa constante de  $\lambda = 0,0311 \text{ año}^{-1}$ . En condiciones ideales el sedimento en las capas más superficiales dispone de una mayor concentración de  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  y conforme mayor es la profundidad, menor es la concentración de  $^{210}\text{Pb}$  hasta alcanzar valores constantes (equivalentes a los del  $^{210}\text{Pb}$  de base) obedeciendo las leyes de desintegración radiactiva (Krishnaswamy et al., 1971). El análisis de la concentración del  $^{210}\text{Pb}$  en exceso a lo largo del perfil de profundidad permite estimar una edad del sedimento a distintas profundidades. Sin embargo, en sedimentos costeros, procesos comunes como la bioturbación, el incremento o reducción drástica de la sedimentación o la erosión pueden generar alteraciones en el perfil de  $^{210}\text{Pb}$  que dificulte la datación de los sedimentos (Arias-Ortiz et al., 2018).

Para uno de los cores donde el perfil de  $^{210}\text{Pb}$  no permitía asignar edades al sedimento con suficiente precisión se analizó el  $^{137}\text{Cs}$ . La presencia de este isótopo en la naturaleza es consecuencia de la realización de ensayos nucleares (Krishnaswamy et al., 1971). La detección de picos de  $^{137}\text{Cs}$  a lo largo del perfil de profundidad de sedimento permite asignar fechas de eventos como el accidente de Chernóbil (1986) o el fin de la realización de ensayos nucleares al aire libre (1963).

#### *Acreción de sedimento*

Para aquellos testigos que pudieron ser datados se estimó la tasa de acreción de sedimento media desde 1960, año posterior a la construcción del dique de capitán, dividiendo la profundidad descomprimida de la sección de sedimento acumulada aproximadamente en el año 1960 y los años transcurridos hasta el muestreo en 2018.

#### **f. Análisis estadísticos**

Las diferencias en las variables biogeoquímicas analizadas (densidad aparente,  $C_{\text{org}}$  %PS y granulometría) entre tipo de hábitat (páramo y marisma) y área de estudio (natural, alterada y restaurada) se evaluaron utilizando análisis de la varianza de un factor (ANOVA). En los casos en que se detectaron diferencias significativas entre áreas de estudio, la diferencia entre grupos se analizó aplicando un test de Tukey.

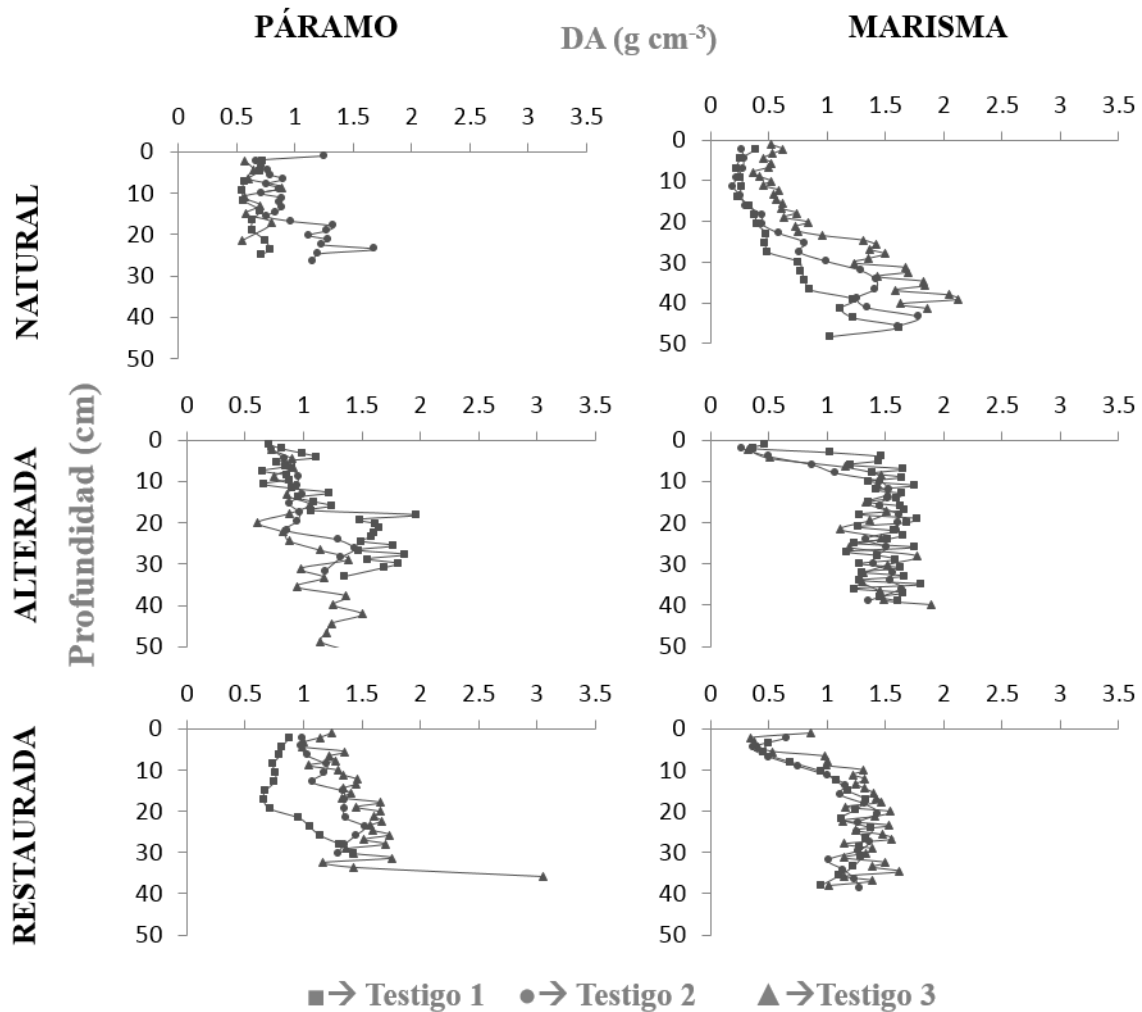
### III. RESULTADOS

#### a. Variables biogeoquímicas

##### i. *Densidad aparente del sedimento (DA).*

La DA de los sedimentos analizados varió entre un 0,30 y 1,55 g cm<sup>-3</sup> siendo significativamente mayor en marisma (1.13 ± 0.03, n=224) que en páramo (1.09 ± 0.03, n=167) (ANOVA, p>0.05 F=0.80) (Figura 7, Anexo 1). Dentro de los sedimentos de marisma, la DA fue significativamente mayor en el sedimento de la marisma alterada (1.38 ± 0.04, n=77) seguido de la restaurada (1.16 ± 0.05, n=69) y la natural (0.87 ± 0.06, n=78), (ANOVA, p<0.05, F=26.92; Tukey test HSD=0.18) (Anexo 1, Figura 7). Dentro del sedimento de los páramos la DA es significativamente mayor en el páramo de la zona restaurada (1.24 ± 0.04, n=57) y de la zona alterada (1.13 ± 0.04, n=67) que en la zona natural (0.84 ± 0.04, n=43), (ANOVA, p<0.05, F=22.67; Tukey test HSD=0.15) (Anexo 1). Entre las zonas alteradas y restauradas no se muestran diferencias significativas.

La densidad varía en profundidad sobre todo en los sedimentos de marisma (Figura 7, Anexo 2). Se observa que en las marismas naturales la densidad se mantiene de media en valores entre 0.4 y 0.3 g cm<sup>-3</sup> hasta el centímetro 18 donde empieza a aumentar de forma progresiva hasta alcanzar un valor máximo de 1.46 g cm<sup>-3</sup> entre los 45 y 48 centímetros de profundidad (Figura 7, Anexo 2). En cambio, en la marismas alterada, la densidad media del sedimento es de 0.4 ± 0.11 g cm<sup>-3</sup> para los tres primeros centímetros y aumenta bruscamente en profundidad, siendo más del doble entre los centímetros 3-6 (0.85 ± 0.26 g cm<sup>-3</sup>) alcanzando valores que se mantienen entre 1.3 y 1.5 g cm<sup>-3</sup> entre el centímetro 6 y el centímetro 39 cm de profundidad. En la marisma restaurada también se observa un aumento brusco de la densidad aparente, aunque este se da a mayor profundidad que en la alterada incrementándose desde 0.58 ± 0.04 g cm<sup>-3</sup> en los primeros 3 centímetros a 0.97 ± 0.15 en los centímetros 9-12 de profundidad, y manteniéndose entre valores entre 1.2 y 1.3 hasta el centímetro 39. En el sedimento de los páramos la densidad aparente también tiende a aumentar en profundidad de manera más progresiva que en las marismas (Figura 7, Anexo 2). En el páramo natural la densidad aparente se mantiene de media en valores entre 0.7 y 0.8 g cm<sup>-3</sup> hasta el centímetro 21 donde aumenta hasta valores entre 0.9 y 1.10 g cm<sup>-3</sup> hasta los 27 centímetros de profundidad. En el páramo de la zona alterada, donde los testigos muestreados alcanzaron los 51 centímetros de profundidad, se observa un aumento de la DA desde 0.74 ± 0.01 g cm<sup>-3</sup> en los 3 primeros centímetros, hasta 1.48 ± 0.13 g cm<sup>-3</sup> en centímetro 30. A partir este centímetro hasta el 51 los valores se mantienen entre 1.06 y 1.40 g cm<sup>-3</sup>. Al igual que en la zona alterada, el sedimento del páramo de la zona restaurada muestra valores más elevados que en el páramo de la zona natural, con valores de la densidad aparente entre 1.00 y 1.10 g cm<sup>-3</sup> entre los centímetros 0 y 21, aumentando a valores entre 1.35 y 1.40 g cm<sup>-3</sup> hasta el centímetro 33.



**Figura 7.** Densidad aparente (DA g cm<sup>-3</sup>) del sedimento en profundidad (cm) para cada uno de los 3 testigos muestreados en las tres zonas de estudio (natural, alterada y restaurada), en marisma y en páramo.

**ii. Concentración de carbono orgánico (C<sub>org</sub> %PS).**

La concentración de carbono orgánico (C<sub>org</sub>) de los sedimentos analizados varió entre 0.11 y 18.02 %PS siendo notablemente mayor en las marismas (3.98% ± 0.74 %PS, n=42) que en los páramos (1.64% ± 0.19 %PS de C<sub>org</sub>, n=50) (ANOVA, p<0.05, F=8.06) (Anexo 3). Dentro de las marismas, en la zona natural se observa la mayor concentración con respecto a las tres zonas (5.24% ± 1.23 %PS de C<sub>org</sub>, n=18), seguido de la zona restaurada (3.36% ± 1.16 %PS de C<sub>org</sub>, n=15) y la zona alterada (3.19% ± 1.45 %PS de C<sub>org</sub>, n=17), (ANOVA, p>0.05, F=0.82) (Anexo 3). Dentro del contenido en los páramos, la zona natural es la que más concentración de C<sub>org</sub> tiene (2.54% ± 0.41 %PS de C<sub>org</sub> %PS, n=12), seguido de la zona alterada (1.70% ± 0.30, n=16) y la restaurada (0.79% ± 0.12, n=14), (ANOVA, p<0.05, F=8.54, HSD=0.60). El test de Tukey muestra que existen diferencias significativas entre todas las zonas entre sí (Anexo 3).

En la Figura 7 y el Anexo 4 se observa que, en el sedimento de la marisma natural, la concentración de  $C_{org}$  alcanzan valores del  $12.20 \pm 1.83$  %PS en los primeros 5 centímetros de profundidad y desciende de forma progresiva hasta alcanzar un valor de  $2.10 \pm 0.62$  %PS de  $C_{org}$  en el centímetro 30 para continuar descendiendo hasta un valor de 0.15 y 0.60% entre los 45-50 cm. En cambio, en la marisma alterada, la concentración de  $C_{org}$  media en los primeros 5 centímetros es de  $15.55\% \pm 1.38$  y luego desciende bruscamente a  $0.81 \pm 0.14$  %PS entre los 10-15 centímetros de profundidad, manteniéndose a partir de ahí en valores entre 0.5 y 0.3 %PS hasta los 40 cm de profundidad. Al igual que en la marisma alterada, en la marisma restaurada la concentración de  $C_{org}$  es bastante alta en los primeros 5 centímetros ( $10.4 \pm 3.2$  %PS) y tiende a disminuir bruscamente hasta los 25-30 centímetros de profundidad, donde alcanza valores entre 0.85 y 1.60%PS. Por el contrario, en el sedimento de páramos no se observan grandes cambios en la concentración de  $C_{org}$  en profundidad.

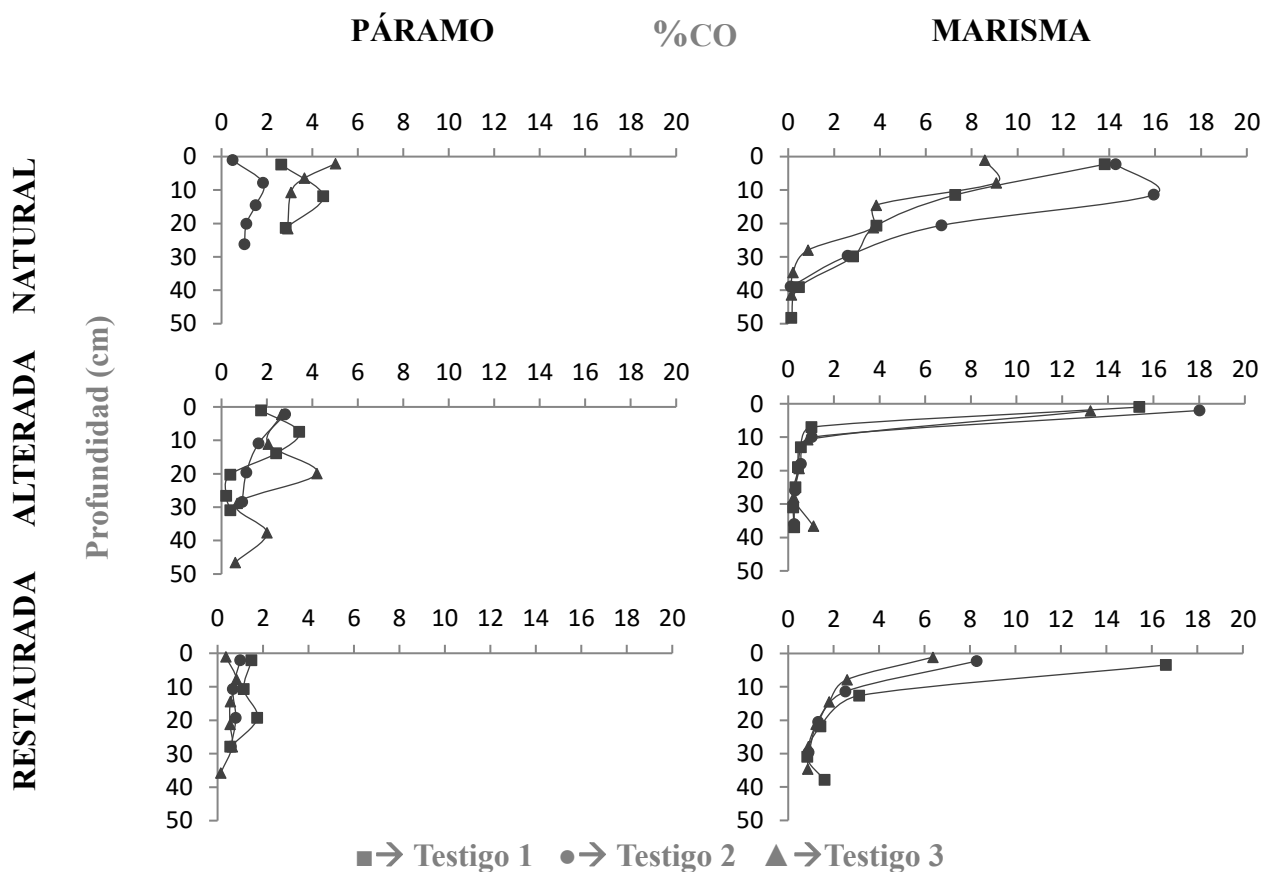


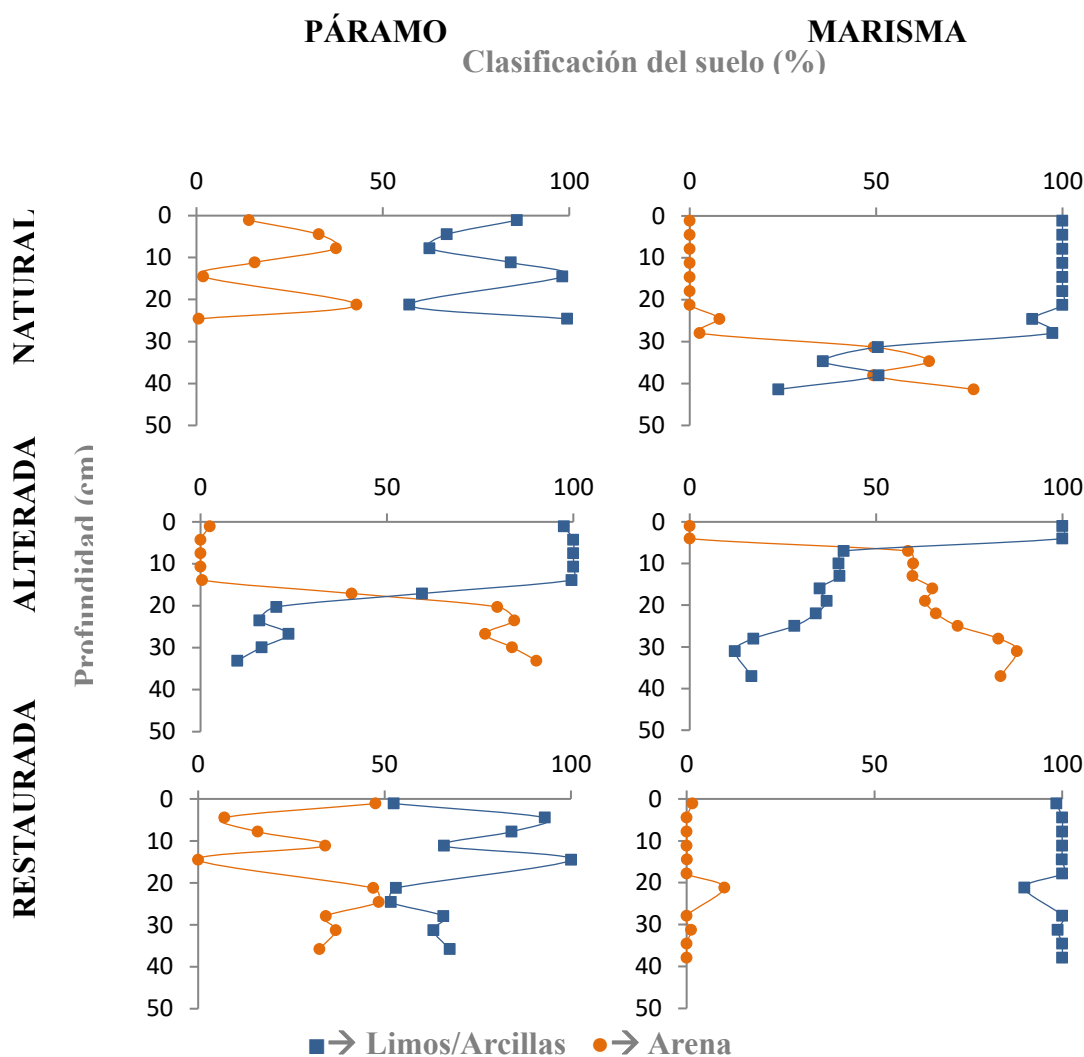
Figura 8. concentración de  $C_{org}$  (%CO) en profundidad (cm) medida en los tres testigos de sedimento muestreados por hábitat (marisma y páramo) y zona de estudio (natural, alterada y restaurada).

### iii. Granulometría

El sedimento de los testigos analizados está formado mayoritariamente de sedimento fino con un 73.39% de limos y arcillas ( $\varnothing < 63\mu m$ ) y un 26.71% de arenas ( $\varnothing = 63-2000 \mu m$ ) en el sedimento de marismas y un 67.62% de limos y arcillas y el 32.38% de arenas en el sedimento de los páramos (ANOVA,  $p > 0.05$ ,  $F = 0.50$ ) (Anexo 5). La granulometría del sedimento de marismas mostró una diferencia significativa dependiendo de la área de estudio. El mayor

contenido medio en limos y arcillas se encontró en las marismas muestreadas en la zona restaurada ( $98.83 \pm 0.90$  %,  $n=11$ ), seguido de las marismas de la zona natural ( $80.78 \pm 8.04$  %,  $n=13$ ) y de las alteradas ( $41.77 \pm 8.36$  %,  $n=12$ ) (ANOVA,  $p<0.05$ ,  $F=16.88$ , Tukey test  $HSD=24.12$ , Anexo 5). En cambio, no se encontró una diferencia significativa entre páramos de las distintas zonas, mostrando un contenido de limos y arcillas de entre  $58.4 \pm 12.4$  % en la zona alterada y  $79.2 \pm 6.5$  % en la zona natural (Anexo 5).

La Figura 9 muestra la variabilidad en profundidad en el contenido en sedimento fino (limos y arcillas) y arenas en los testigos muestreados en las zonas de estudio, para marismas y páramos. En la marisma natural, hasta los 30 cm aproximadamente, el sedimento se compone principalmente de limos y arcillas (97.31%) y a partir de esta profundidad, el porcentaje de limos y arcillas comienza a disminuir hasta alcanzar un valor de 23.82% mientras que el de las arenas aumenta. En las marismas alteradas, los primeros centímetros también se componen principalmente de sedimento fino, pero entre el cm 5 y el 10 se produce una inversión total de del porcentaje de sedimento fino respecto al de arenas pasando el sedimento a estar dominado por las arenas (58-87 %) a lo largo del perfil de profundidad. Por el contrario, el sedimento de las marismas restauradas está compuesto principalmente de limos y arcillas a lo largo de casi todo el perfil de profundidad salvo a los 22 centímetros aproximadamente, donde la contribución de arenas aumenta de 0 al 10%. En el sedimento del páramo de la zona natural se observan un aumento y descenso de la contribución de limos y arcillas y de arenas a lo largo del perfil de profundidad sin seguir ningún patrón claro. En el páramo de la zona alterada, el sedimento está formado por limos y arcillas hasta el centímetro 15 donde la composición empieza a invertirse para ser dominado por arenas a partir del centímetro 20 (76-90%) aproximadamente de profundidad, de forma similar al o que se observa en el sedimento de las marismas alteradas. En el páramo de la zona restaurada, el sedimento está principalmente dominado por limos y arcillas en una proporción variable entre 50- 100% lo largo del perfil de profundidad.

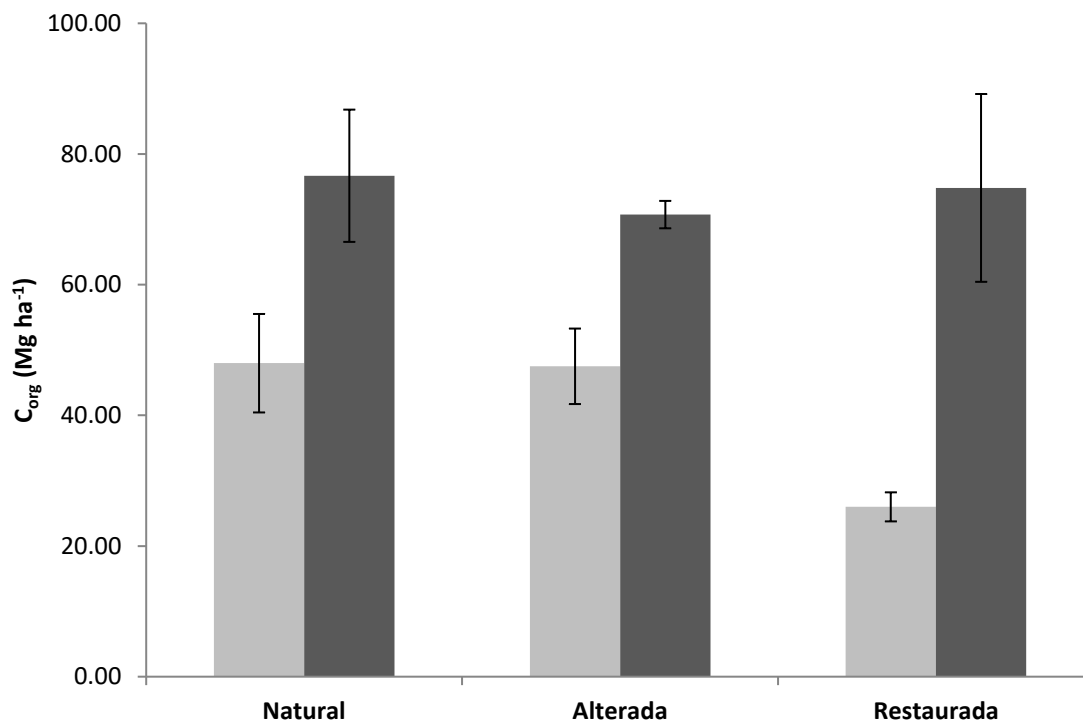


**Figura 9.** Contribución (%) de limos y arcillas ( $\varnothing < 63 \mu\text{m}$ .) y arenas ( $\varnothing: 63\text{-}2000 \mu\text{m}$ ) a lo largo del perfil de sedimento en profundidad medido en un testigo muestreado por hábitat (páramos y marisma) y zona de estudio (natural, alterada y restaurada).

**b. Depósitos de carbono orgánico en los primeros 30 cm**

La media de los depósitos acumulados de  $C_{org}$  en marismas por unidad de superficie es de  $74.07 \pm 5.19 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$  mientras que en los páramos es de  $40.49 \pm 4.59 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$  (ANOVA,  $p < 0.05$ ,  $F = 23.50$ ) (Figura 10). A pesar de que los depósitos de  $C_{org}$  en el sedimento de las marismas tiende a ser mayor que en el páramo para las tres zonas de estudio, esta diferencia es significativa sólo en la zona restaurada (Anexo 6, Figura 10) Dentro de las marismas, los depósitos de  $C_{org}$  varían entre  $76.67 \pm 10.12 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$  en marisma natural y  $70.72 \pm 2.10 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$  en marisma alterada, pero las diferencias no son significativas (ANOVA,  $p > 0.05$ ,  $F = 0.09$ ; Anexo 6). Dentro de los páramos, los depósitos varían entre  $47.98 \pm 7.54 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$  en la zona natural y  $25.99 \pm 2.22 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$  en la zona restaurada sin mostrar diferencias significativas tampoco (ANOVA,  $p > 0.05$ ,  $F = 4.98$ ; Anexo 6).





**Figura 10.** Media y error estándar de los depósitos de  $C_{org}$  por unidad de superficie ( $Mg C_{org} ha^{-1}$ ) acumulados en los primeros 30 centímetros de sedimento estimados para marismas (barras gris oscuras) y páramos (barras gris claro) de las tres zonas de estudio.

### c. Cambios históricos

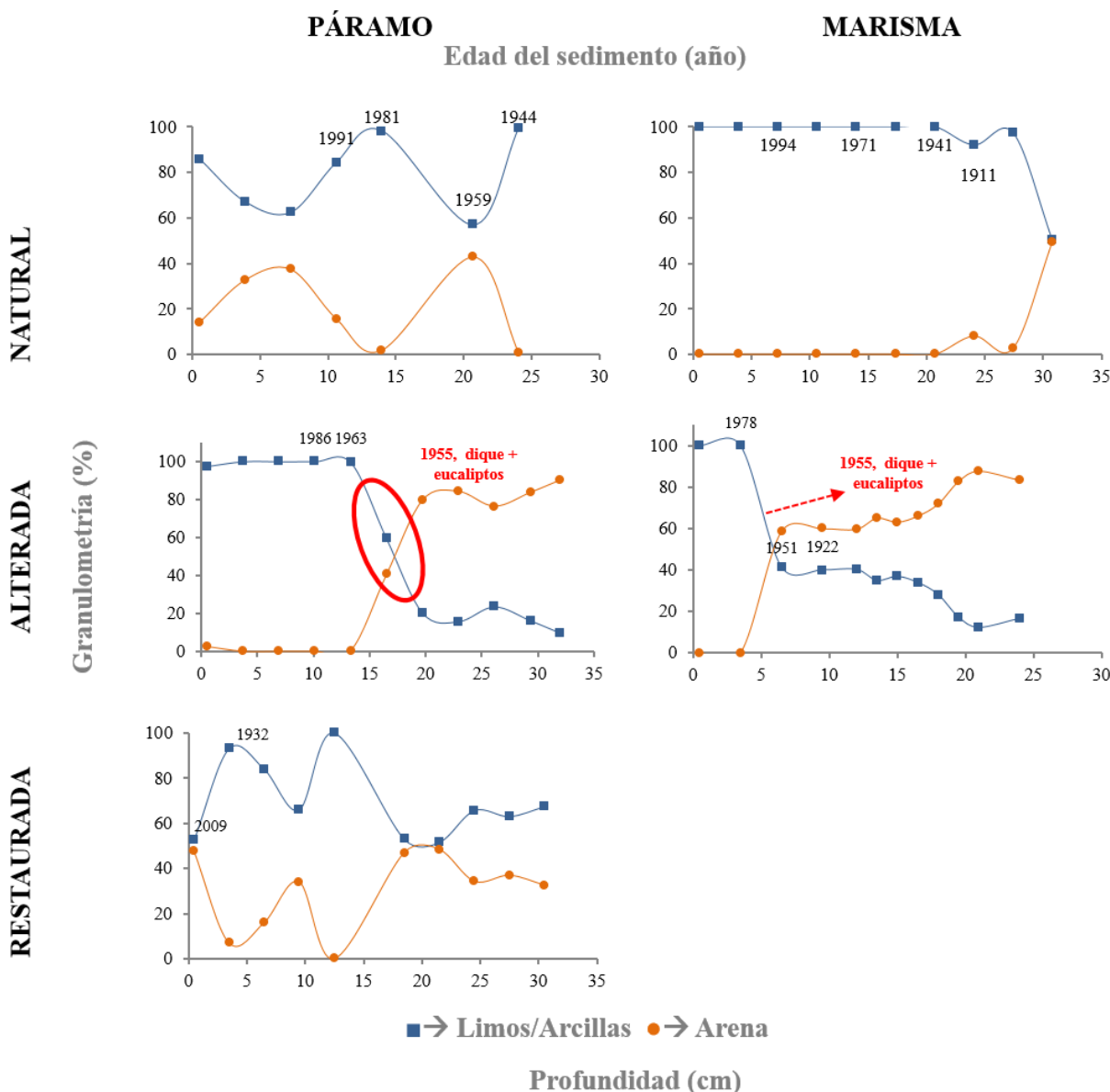
A continuación, se muestran los resultados de la variación en la granulometría y en el contenido de  $C_{org}$  con relación a la profundidad y la edad del sedimento, en el testigo de sedimento datado con  $^{210}Pb$  para cada uno de los tratamientos. Los resultados de la datación corresponden con la edad en la mitad de la sección analizada (p.ej. para el sedimento de la sección entre 2-3 cm de profundidad la edad proporcionada corresponde a la profundidad 2,5 cm). En algunos casos se ha podido obtener una edad del sedimento a lo largo del perfil de profundidad mientras que en otros sólo se han podido datar algunas secciones del sedimento. El análisis de  $^{210}Pb$  en el testigo de sedimento de las marismas de la zona restaurada no permitió obtener una estima de la edad del sedimento en esta zona.

#### i. Variación de la granulometría en el tiempo.

En la zona natural, el sedimento tanto de la marisma como del páramo está formado prácticamente de limos y arcillas desde 1921 y 1944, respectivamente, las fechas más antiguas. (Figura 11). En el caso del páramo, los limos muestran una contribución variable en el tiempo (63-99%) hasta el presente mientras que la contribución de limos en la marisma es estable.

En la zona alterada, el cambio brusco de arenas a limos y arcillas que se observa en el sedimento entre los centímetros 5-10 en la marisma y 10-15 en el páramo hacia la superficie se produce hacia el año 1951 y 1963 coincidiendo con las fechas de construcción del dique de la Ría de Capitán y de la transformación de esta zona del estuario en una plantación de eucaliptos (Figura 11).

En la zona restaurada, sólo se pudo obtener la edad del sedimento en profundidad para el páramo, en concreto para los 6 primeros centímetros de profundidad, que datan de 1932. El contenido en limos y arcillas parece disminuir desde esa fecha hasta el año 2009, fecha estimada de acumulación del primer centímetro de sedimento para esta zona, aunque la escasez de datos de granulometría para el perfil de sedimento datado (sólo 2) impide sacar conclusiones al respecto (Figura 11).



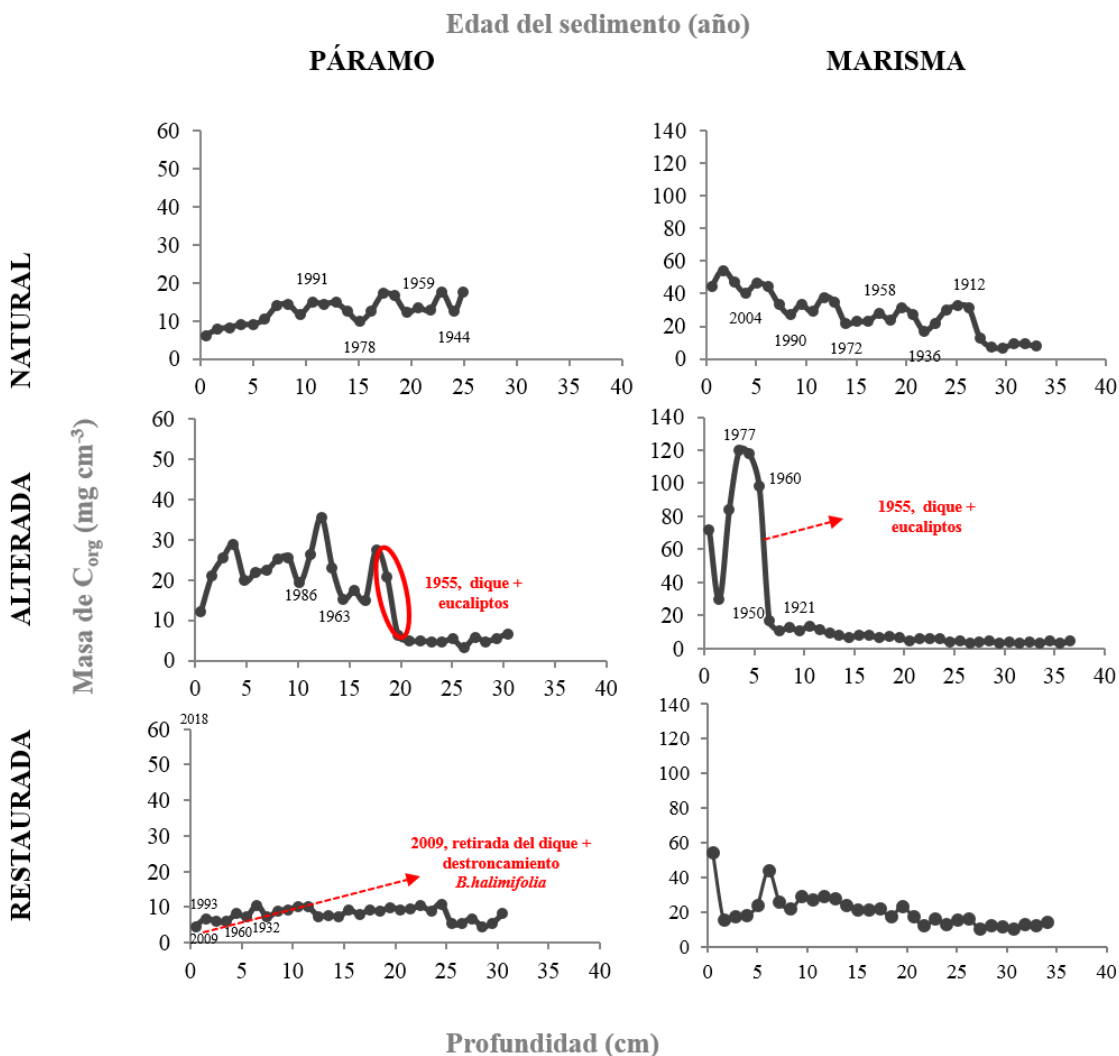
**Figura 11.** Contenido de limos y arcillas (%) y arenas (%) a lo largo del perfil de profundidad de sedimento de los testigos datados y en el tiempo, por zona de estudio (natural, alterada y restaurada) y por hábitat (marisma y páramo). Se asume que la superficie del sedimento data de 2018.

**ii. Variación del contenido en carbono orgánico ( $C_{org}$ ) en el tiempo ( $mg\ cm^{-2}$ ).**

En la marisma natural (Figura 12), el contenido de  $C_{org}$  tiende a aumentar de forma progresiva hacia el presente, desde  $32\ mg\ C_{org}\ cm^{-2}$  en 1911 hasta  $44\ mg\ C_{org}\ cm^{-2}$  en el primer centímetro de sedimento, con valores máximos a lo largo del tiempo de  $54\ mg\ C_{org}\ cm^{-2}$ . En

cambio, en el páramo de la zona natural, el contenido de  $C_{org}$  tiende a disminuir hacia el presente desde  $12.5 \text{ mg } C_{org} \text{ cm}^{-2}$  en 1944 (centímetro 24) hasta  $6.1 \text{ mg } C_{org} \text{ cm}^{-2}$  en la superficie del sedimento.

En la marisma alterada se observa que desde 1920 a 1950 el contenido en  $C_{org}$  se mantiene entre  $10$  y  $16 \text{ mg } C_{org} \text{ cm}^{-2}$ , incrementando de forma muy significativa entre los años 1950 y 1977 hasta alcanzar valores de  $120 \text{ mg } C_{org} \text{ cm}^{-2}$  coincidiendo con las fechas de construcción del dique de Capitán y conversión de esta parte del estuario a una plantación de eucaliptos. Entre 1977 el contenido en  $C_{org}$  descendió hasta valores de  $30 \text{ mg } C_{org} \text{ cm}^{-2}$  aproximadamente para volver a aumentar hacia el presente hasta valores de alrededor de  $72 \text{ mg } C_{org} \text{ cm}^{-2}$  en superficie, superior a los máximos observados para la marisma natural. En el páramo de la zona alterada también se observa un incremento importante del contenido de  $C_{org}$ , que se produjo con anterioridad al año 1963, el año de acumulación más antiguo que se pudo estimar en el testigo datado de esta zona., pudiendo coincidir con la construcción del dique y la creación de la plantación de eucaliptos.



**Figura 12.** Contenido de  $C_{org}$  ( $\text{mg cm}^{-2}$ ) en el sedimento a lo largo del tiempo para los testigos que pudieron ser datados. Se asume que la superficie del sedimento data de 2018

En el páramo de la zona restaurada, el contenido en  $C_{org}$  tiende a disminuir desde 1932 (a 6 centímetros de profundidad) hacia el presente (Figura 12). El año estimado de acumulación del primer centímetro del sedimento (0.5 cm de profundidad) es 2009, correspondiente al año de la restauración del flujo mareal y la eliminación de la especie invasora *Bacharis halimifolia*. En el caso de la marisma de la zona restaurada, el contenido en  $C_{org}$  tiende a aumentar hacia la superficie (Figura 12) pero la imposibilidad de datar estos sedimentos impide hacer ninguna evaluación temporal sobre esa tendencia.

### iii. Estima del depósito de $C_{org}$ acumulado y las tasas de acreción de sedimento desde 1960

El depósito de  $C_{org}$  acumulado estimado para el periodo desde 1960 hasta el 2018 es mayor en marismas ( $54.25 \pm 21.24 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ ) que en páramo ( $19.62 \pm 90.97 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ ), aunque debido a un número muy bajo de testigos datados en marisma ( $n=2$ ), esta diferencia no se puede testar estadísticamente. De la misma manera, los depósitos de  $C_{org}$  acumulados desde 1960 en marismas naturales ( $56.37 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ ) son ligeramente mayores a los de las marismas alteradas ( $52.12 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ ). La ausencia de edades del sedimento para la marisma restaurada impide estimar un depósito de  $C_{org}$  acumulado en el tiempo para esta zona. En el caso de los páramos, el páramo de la zona alterada es el que presenta el mayor depósito de  $C_{org}$  acumulado desde 1960 ( $33.76 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ ), seguido de la zona natural ( $22.48 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ ). El páramo de la zona restaurada mostró un depósito de  $C_{org}$  acumulado desde 1960 de un orden de magnitud inferior al de las otras zonas ( $2.63 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ ) (Tabla 2).

Por otro lado, la tasa de acreción de los sedimentos desde 1960 hasta el 2018 es superior en páramos ( $12.70 \pm 5.13 \text{ cm año}^{-1}$ ), que en marismas ( $10.86 \pm 5.36 \text{ cm año}^{-1}$ ) aunque debido a un número muy bajo de testigos datados en marisma ( $n=2$ ), esta diferencia no se puede testar estadísticamente. La tasa de acreción del páramo de la zona natural ( $0.36 \text{ cm año}^{-1}$ ) es superior a la tasa de la zona alterada ( $0.26 \text{ cm año}^{-1}$ ), y de un orden por encima del de la zona restaurada ( $0.07 \text{ cm año}^{-1}$ ). En el caso de las marismas, la tasa de acreción en la zona natural ( $0.29 \text{ cm año}^{-1}$ ) es de un orden superior al de la zona alterada ( $0.09 \text{ cm año}^{-1}$ ).

**Tabla 2.** Depósito de  $C_{org}$  acumulado y tasas de acreción de sedimento desde 1960.

Zona	Estrato	Código core	Profundidad (cm)	Stock ( $\text{Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ )	Tasa de acreción ( $\text{cm año}^{-1}$ )
Natural	Páramo	N_P2	21.25	22.48	0.36
	Marisma	N_M3	16.22	56.37	0.29
Alterada	Páramo	A1_P1	13.34	33.76	0.26
	Marisma	A1_M1	5.5	52.12	0.09
Restaurada	Páramo	R_P3	3.5	2.63	0.07
	Marisma	R_M3-	NA	NA	NA

#### IV. DISCUSIÓN

En este trabajo se evalúa el impacto que la restricción hidrodinámica y la transformación a otros usos ha tenido en el papel de sumidero de carbono de las marismas del estuario de Oyambre, comparando parámetros biogeoquímicos del sedimento de marisma alta y de páramos para tres zonas caracterizadas por una diferente historia de manejo: zona natural, zona alterada desde mediados del siglo XX hasta la realización de este estudio y una zona alterada desde mediados del siglo XIX y restaurada en 2009. Los resultados obtenidos muestran un efecto tanto del tipo de hábitat (páramo y marisma) como de la zona del estuario estudiada en las diferentes variables analizadas, que se pueden explicar, en parte, por las alteraciones producidas en el estuario por parte del hombre.

La densidad del sedimento de las marismas fue ligeramente mayor que en los páramos, pero las mayores diferencias se encontraron entre marismas y páramos de distintas zonas, siendo mayor en marismas y páramos de las zonas alteradas ( $1.4$  y  $1.1 \text{ g cm}^{-3}$  respectivamente) y restauradas ( $1.2$  y  $1.2 \text{ g cm}^{-3}$  respectivamente) que en la zona natural ( $0.9$  y  $0.8 \text{ g cm}^{-3}$  respectivamente). Estas diferencias entre zonas del estuario reflejan la restricción histórica del flujo hidrodinámico tanto en la zona alterada como en la restaurada recientemente, que ha dado lugar a sedimentos con un menor contenido en humedad y por tanto más densos

Los sedimentos de marisma mostraron una mayor concentración de  $C_{org}$  (%PS) que el sedimento de los páramos, lo que indica una importante contribución de la biomasa subterránea de las comunidades vegetales al secuestro de  $C_{org}$  en la marisma alta. Además, la densidad aparente tiende a incrementarse en profundidad en los sedimentos de marisma mientras que el contenido en  $C_{org}$  (%PS) disminuye en profundidad para las tres zonas estudiadas de forma consistente a lo encontrado en otros sedimentos de marismas costeras, donde la densidad aparente es menor cuanto más orgánico es el sedimento, y mayor cuanto más inorgánico es el sedimento (Morris et al., 2016). Sin embargo, los perfiles de densidad aparente y  $C_{org}$  (%PS) son muy diferentes entre la marisma natural y las marismas alterada y restaurada. En la marisma natural la densidad aparente aumenta de forma progresiva y el  $C_{org}$  disminuye de forma progresiva con la profundidad, en respuesta a la disminución progresiva en el contenido en raíces y rizomas del sedimento típica del sedimento de marismas (Chen et al., 2019). Por el contrario, en la marisma alterada y restaurada la densidad aumenta y el  $C_{org}$  disminuye radicalmente en los primeros 5 y 10 centímetros del sedimento respectivamente. Esta diferencia en los perfiles de densidad aparente y concentración de  $C_{org}$  en profundidad podría indicar una falta de acumulación de biomasa subterránea de vegetación de marisma en estas zonas durante los períodos bajo restricción del flujo hidrodinámico. Estos resultados son consistentes con los encontrados en trabajos recientes donde se compara la densidad aparente del sedimento y el contenido en  $C_{org}$  en marismas restauradas y naturales (Drexler et al., 2019). El hecho de que en el sedimento de marismas de la zona restaurada en 2009 este cambio se observe más profundo en el sedimento (10 cm) que en la zona todavía alterada (5 cm) podría estar reflejando

la recuperación de la vegetación de marisma en esa zona. En los páramos, donde no hay vegetación, la densidad aparente y la concentración de  $C_{org}$  no reflejan una tendencia tan clara en profundidad ni diferencias entre las zonas de estudio.

El contenido medio en limos y arcillas no mostró diferencias significativas entre marismas y páramos, pero sí entre marismas de distintas zonas dentro de un mismo hábitat. En concreto, la marisma de la zona restaurada mostró un mayor contenido en sedimento fino (99%) constante a lo largo de todo el perfil de sedimento que la marisma natural y que la restaurada. Según Kelleway et al., (2016) en marismas estuarinas la granulometría del sedimento refleja una mayor o menor influencia fluvial: el sedimento tiende a estar dominado por limos y arcillas en zonas internas al estuario con mayor influencia fluvial mientras que tiende a estar dominado por arenas en zonas más externas, con mayor influencia marina (Kelleway et al., 2016). El mayor contenido en limos y arcillas de la zona restaurada se podría explicar por su localización más interna en el estuario que la zona natural y debido a la restricción hidrodinámica que caracterizó esta zona desde medias del siglo XIX al año 2009.

La datación de los sedimentos permitió detectar cambios en la granulometría y contenido en  $C_{org}$  del sedimento a lo largo del tiempo, reflejando el impacto que las diferentes alteraciones en el estuario han generado en el sedimento, tanto de marismas como de páramos. En la zona alterada la construcción del dique del Capitán en 1955 coincide con el cambio en granulometría del sedimento tanto en la marisma como en el páramo que pasó de estar dominado por arenas (60-80%) hasta aproximadamente los años 1950 y 1960 a estar formado prácticamente por limos y arcillas hasta el presente, como resultado de la restricción del flujo mareal. El contenido de  $C_{org}$  ( $mg C_{org} cm^{-2}$ ) en el sedimento de esta zona también cambia de forma drástica incrementando notablemente a partir de los años 1950 y 1960 desde valores similares a los de la zona natural para esas mismas fechas hasta valores de un orden de magnitud superior como en el caso de las marismas, alcanzados entre los años 1970-1980. Este incremento podría explicarse por la transformación de la zona a una plantación de eucaliptos. A mediados de 1990 el dique se rompe y los eucaliptos mueren lo que podría explicar la disminución del contenido de carbono hacia el presente que se observa tanto en el páramo como en la marisma. El incremento del contenido en  $C_{org}$  que se observa en las marismas alteradas podría explicarse por el desarrollo de nueva vegetación de marisma desde la apertura del dique.

En la zona restaurada sólo se pudo obtener una edad aproximada del sedimento en profundidad para el páramo, concretamente desde el cm 6, que se habría acumulado en hacia 10930, hasta los 0.5 cm de profundidad que se habrían acumulado en el 2009. De acuerdo con estos resultados, el sedimento datado se corresponde principalmente con sedimento acumulado durante el período en que esta zona estuvo cerrada parcialmente por un molino de marea desde mediados del siglo XIX hasta mediados de los 80 y totalmente por un dique hasta 2009. La restricción del flujo mareal favoreció la expansión de la especie invasora *Bacharis halimifolia* en la zona de marisma alta de esta parte del estuario. Esta especie, de porte arbóreo podría haber contribuido de forma significativa al secuestro de carbono en el sedimento de marismas de esta

zona (Yuan et al., 2015) lo que explicaría el alto contenido de  $C_{org}$  en los primeros cm del sedimento. Sin embargo, la falta de edades para el sedimento de marismas en esta zona impide relacionar estos cambios con eventos concretos en el tiempo. En el caso del sedimento del páramo de esta zona, no ocupado por *Bacharis halimifolia*, el contenido en  $C_{org}$  tiende a disminuir desde 1932. La contribución de sedimento fino no sigue un patrón claro en el tiempo para el páramo de la zona restaurada.

Los depósitos de  $C_{org}$  acumulados en los primeros 30 cm de sedimento estimados para las marismas del estuario de Oyambre ( $70\text{-}77 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ ) están dentro del rango de los depósitos de  $C_{org}$  para marismas de otras regiones del mundo, como Australia ( $4.2 - 288 \text{ Mg } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ ; Macreadie et al., 2017). No se encontraron diferencias significativas entre los depósitos de  $C_{org}$  en los primeros 30 cm de sedimento por unidad de superficie entre zonas de estudio ni para marismas ni para páramos. Considerando la extensión de la zona natural ( 4.09 y 3.07 ha para el páramo y marisma respectivamente), de la zona alterada (6.23 y 2.73 ha para el páramo y la marisma, respectivamente), de la zona restaurada (3.06 y 25.76 ha para el páramos y la marisma respectivamente), el contenido en  $C_{org}$  de los primeros 30 centímetros en la zona natural sería de 134.97 y 247.135  $\text{Mg } C_{org}$  para el páramo y la marisma respectivamente, en los hábitats de la zona alterada el contenido sería de 282.34 y 192.16  $\text{Mg } C_{org}$  (páramo y marisma) y, en el páramo y la marisma de la zona restaurada, la cantidad de carbono acumulado sería de 67.66 y 1504.38  $\text{Mg } C_{org}$  para la el páramo y la marisma.

Cuando se compara la cantidad de  $C_{org}$  acumulado desde 1960, tras la construcción del dique de la Ría de Capitán, tampoco se observan diferencias claras, salvo en el caso del páramo de la zona restaurada que muestra un depósito de  $C_{org}$  acumulado de un orden de magnitud menor al estimado para los páramos y marismas de la zona alterada (respectivamente) y natural (respectivamente). La falta de diferencias entre las marismas de la zona alterada y natural podría explicarse por la ocupación de la zona alterada por eucaliptos durante al menos 40 años, que habría generado un aporte de  $C_{org}$  de origen alóctono al sedimento enmascarando el impacto de la pérdida de las comunidades de marismas en esas zonas. Lo que sí es importante señalar es que el depósito de  $C_{org}$  acumulado desde 1960 se concentra a una profundidad diferente según la zona de estudio (Tabla 2): mientras que en la zona natural este depósito se distribuye en los primeros 16 y 21 cm en la marisma y en el páramo respectivamente, en las alterada y en el páramo se concentra en profundidades mucho más someras (6 y 13 centímetros de profundidad para marismas y páramos de la zona alterada, respectivamente y 3.5 cm para el páramo de la zona restaurada). Esto es consistente con el hecho de que los ecosistemas costeros vegetados, como las marismas, debido a un mayor ratio entre biomasa subterránea y biomasa aérea, generan mayores depósitos sedimentarios de  $C_{org}$  que los ecosistemas terrestres donde la mayor parte del  $C_{org}$  secuestrado se encuentra en la biomasa aérea (Fourqurean et al., 2012). Por lo tanto, aunque los eucaliptos de la plantación pudiesen generar un aporte de  $C_{org}$  alóctono al sedimento desde 1960, este ha quedado acumulado en mucho zonas superficiales que el  $C_{org}$  acumulado en la zona natural para el mismo período. Esto tiene implicaciones importantes en

el papel de sumidero de carbono a largo plazo de los ecosistemas costeros ya que, cuanto más superficiales se encuentren los depósitos de  $C_{org}$ , más vulnerables son a la erosión y exposición a condiciones aeróbicas y por tanto mayor es el riesgo a ser remineralizados y emitidos en forma de  $CO_2$  degradación y pérdida de la vegetación (Kroeger et al., 2017; Lovelock et al., 2017). Sin embargo, para poder evaluar con precisión la contribución de los eucaliptos y de la especie invasora *Bacharis halimifolia* al secuestro de  $C_{org}$  en el sedimento se requerirían análisis adicionales que permitiesen identificar las fuentes de  $C_{org}$  en el sedimento, como el análisis de isótopos estables ( $\delta^{13}C$  y  $\delta^{15}N$ ) de gran aplicación para el estudio de sumideros de carbono costeros (Kennedy et al., 2010).

La tasa de acreción del sedimento fue mayor en los páramos que en las marismas, en respuesta a una mayor influencia mareal y aporte de partículas de la columna de agua en zonas del intermareal bajo en comparación a zonas del intermareal alto (Allen et al., 2000). La restricción del flujo mareal en el estuario también ha tenido un efecto en las tasas de acreción como reflejan las diferencias encontradas entre zonas del estuario. Las zonas alteradas y restauradas, que han estado sometidas a una restricción mareal y por tanto a un menor aporte de partículas minerales y arenas, muestran tasas de acreción del sedimento inferiores a las de la zona natural, tanto en la marisma (de la zona alterada) como en los páramos (zonas alterada y restaurada). En el caso del páramo de la zona restaurada, la baja tasa de acreción con respecto al páramo de la zona natural es especialmente patente, y refleja el largo período durante el cual esta zona a estado sometida a una restricción del flujo mareal parcial o total (desde mediados del siglo XIX hasta el 2009). Estos resultados son consistentes a trabajos previos que demuestran la importancia de la acumulación de material mineral para la acreción del sedimento de marismas (Morris et al., 2016). La acreción de sedimento de marismas es fundamental para que puedan adaptarse a la subida del nivel del mar (Duarte et al., 2013). Los resultados de este trabajo demuestran que la construcción de diques y la alteración del flujo mareal limita esta capacidad en las marismas estuarinas.

Por tanto, estos resultados indican que la alteración hidrodinámica en el estuario de Oyambre y los cambios en el uso de suelo han generado un impacto en el secuestro de  $C_{org}$  del sedimento y en las tasas de acreción del mismo. En base a los resultados obtenidos en este trabajo, no parece que las acciones de restauración en la Ría de la Rabia en 2009 hayan favorecido, por ahora, la recuperación del servicio de secuestro de carbono a pesar de que la vegetación de marisma de esta sí se haya restaurado (Galván et al., resultados no publicados). A pesar de que la restauración de marismas contribuye a la recuperación de los sumideros de carbono asociados, estudios previos sugieren que el tiempo requerido es superior al que se requiere para la recuperación de otros atributos de marismas naturales (p.ej. vegetación característica), pudiendo llegar a los 100 años (Burden et al., 2019; Craft et al., 2003).

Para realizar una evaluación más detallada de como a afectado el pasado histórico del estuario sobre su capacidad como sumidero de carbono, se precisa de un análisis más refinado de las variables en el perfil de profundidad y de la realización de otros tipos de análisis como la



señal isotópica del  $C_{org}$   $\delta^{13}C$ , a partir del cual se podría diferenciar el origen del  $C_{org}$  almacenado (marisma o terrestre) en las zonas alteradas y restauradas.

## V. CONCLUSIÓN

Los resultados obtenidos demuestran diferencias biogeoquímicas del sedimento de marismas y páramos. Además, la restricción del flujo mareal y transformación del estuario de Oyambre a otros usos ha generado un impacto en las características biogeoquímicas del sedimento alterando los sumideros de carbono de las marismas. Las principales conclusiones que se obtienen de este trabajo se resumen en los siguientes puntos:

1. El sedimento de las marismas muestra una concentración de  $C_{org}$  mayor que el sedimento de los páramos. Además, en el sedimento de marismas la concentración de  $C_{org}$  tiende a disminuir con la profundidad y la densidad aparente se incrementa, en respuesta a la cantidad de biomasa subterránea de la vegetación de marisma que decrece en profundidad. En el sedimento de los páramos no se observan tendencias claras en la concentración de  $C_{org}$  y densidad aparente en profundidad.
2. Las tasas de acreción son mayores en los páramos que en las marismas, debido a una mayor influencia mareal y mayor aporte de sedimento.
3. La restricción del flujo mareal y transformación del estuario para otros usos ha dado lugar a sedimentos con una mayor densidad aparente y una menor concentración de  $C_{org}$  a lo largo del perfil en profundidad debido a un menor contenido en agua intersticial y la falta de biomasa subterránea característica de las comunidades de marisma. Además, ha generado perfiles mucho más abruptos de disminución de la concentración de  $C_{org}$  y aumento de la densidad aparente en profundidad en las zonas históricamente afectadas que los que se observan en marismas naturales.
4. La construcción del dique en 1955 y la plantación de eucaliptos en la zona alterada dio lugar a un cambio en la granulometría del sedimento tanto de marisma como de páramo, que pasa de estar formado principalmente por arenas a estar formado por limos. Además, se observa un incremento abrupto en el contenido en  $C_{org}$  del sedimento de la marisma y del páramo que podría explicarse por el posible aporte de carbono alóctono de los eucaliptos.
5. En la zona restaurada la datación obtenida de los sedimentos (desde 1930 a 2009) no ha permitido evaluar el impacto de la restricción del flujo mareal en 1855. Sin embargo, se observa el contenido en  $C_{org}$  del sedimento de marisma aumenta hacia en la superficie, lo que podría reflejar una entrada de carbono de origen alóctono debido a la expansión en la última mitad del siglo pasado de la especie invasora *B. Halimifolia*.
6. No se encontraron diferencias significativas en la magnitud de los depósitos de  $C_{org}$  en los primeros 30 cm de sedimento ni desde 1960 entre zonas ni hábitats salvo para el páramo de la zona restaurada, siendo este último muy inferior respecto al resto. Sin embargo, se encontraron diferencias importantes respecto a la profundidad a la que se encuentran estos depósitos, siendo mucho más superficiales en la zona alterada y restaurada que en la restaurada, lo que condiciona el papel de estos ecosistema como sumideros de carbono a



largo plazo.

7. Las tasas de acreción de sedimento fueron mucho mayores en la zona natural que en el resto de las áreas de estudio, tanto para marismas como páramos, indicando una menor capacidad de adaptación a la subida del nivel del mar en las zonas donde la influencia mareal ha sido restringida.
8. No se ha detectado el efecto de la restauración del flujo mareal en 2009 en la Ría de la Rabia (zona restaurada) en el sedimento. Sin embargo, según trabajos, esto podría deberse a que el tiempo requerido para la recuperación de los sumideros de  $C_{org}$  es muy superior al transcurrido desde la restauración al desarrollo de este trabajo.

## VI. BIBLIOGRAFÍA

- Allen, J.R.L., 2000. Morphodynamics of Holocene salt marshes: A review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quat. Sci. Rev.* 19, 1155–1231. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(99\)00034-7](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(99)00034-7)
- Appleby, P.G., 2001. in *Recent Sediments. Track. Environ. Chang. Using Lake Sediments. Vol. 1 Basin Anal. Coring, Chronol. Tech.* 1, 171–203.
- Arias-Ortiz, A., Masqué, P., Garcia-Orellana, J., Serrano, O., Mazarrasa, I., Marbà, N., Lovelock, C.E., Lavery, P.S., Duarte, C.M., 2018. Reviews and syntheses: 210Pb-derived sediment and carbon accumulation rates in vegetated coastal ecosystems - Setting the record straight. *Biogeosciences* 15, 6791–6818. <https://doi.org/10.5194/bg-15-6791-2018>
- 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. *Ecol. Monogr.* 81, 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Batjes, N.H., 1998. Mitigation of atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biol. Fertil. Soils* 27, 230–235. <https://doi.org/10.1007/s003740050425>
- Bouma, T.J., De Vries, M.B., Low, E., Kusters, L., Herman, P.M.J., Tánzos, I.C., Temmerman, S., Hesselink, A., Meire, P., Van Regenmortel, S., 2005. Flow hydrodynamics on a mudflat and in salt marsh vegetation: Identifying general relationships for habitat characterisations. *Hydrobiologia* 540, 259–274. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-7149-0>
- Burden, A., Garbutt, A., Evans, C.D., 2019. Effect of restoration on saltmarsh carbon accumulation in Eastern England. *Biol. Lett.* 15, 0–3. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0773>
- Chen, Y., Thompson, C., Collins, M., 2019. Controls on creek margin stability by the root systems of saltmarsh vegetation, Beaulieu Estuary, Southern England. *Anthr. Coasts* 2, 21–38. <https://doi.org/10.1139/anc-2018-0005>
- Craft, C., Megonigal, P., Broome, S., Stevenson, J., Freese, R., Cornell, J., Zheng, L., Sacco, J., 2003. The pace of ecosystem development of constructed *Spartina alterniflora* marshes. *Ecol. Appl.* 13, 1417–1432. <https://doi.org/10.1890/02-5086>
- Crooks, S., Tamelander, J., Laffoley, D., March, J.V., Development, S., Presidency, V., 2011. *Mitigating Climate Change through Restoration and Management of Coastal Wetlands and Near-shore Marine Ecosystems.*
- D. Belmonte, M. Losada, J. Garzón, R. Martínez, J. Ortega, E. Ruiz, C.A.E.A., 1987. *Oyambre Espacio Natural.*
- Davidson, K.E., Fowler, M.S., Skov, M.W., Doerr, S.H., Beaumont, N., Griffin, J.N., 2017. Livestock grazing alters multiple ecosystem properties and services in salt marshes: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 54, 1395–1405. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12892>
- Drexler, J.Z., Woo, I., Fuller, C.C., Nakai, G., 2019. Carbon accumulation and vertical accretion in a restored versus historic salt marsh in southern Puget Sound, Washington, United States. *Restor. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/rec.12941>
- Duarte, C.M., Cebrian, J., 1996. The Fate of Marine Autotrophic Consumption. *Limnol. Oceanogr.* 41, 1758–1766.
- Duarte, C.M., Dennison, W.C., Orth, R.J.W., Carruthers, T.J.B., 2008. The charisma of coastal ecosystems: Addressing the imbalance. *Estuaries and Coasts* 31, 233–238. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9038-7>
- 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. *Nat. Clim. Chang.* 3, 961–968. <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>
- Duarte, C.M., Middelburg, J.J., Caraco, N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle 1, 1–8. <https://doi.org/10.5194/bg-2-1-2005>
- Fourqurean, J.W., Duarte, C.M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M.A., Apostolaki, E.T., Kendrick, G.A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K.J., Serrano, O., 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock.

- Nat. Geosci. 5, 505–509. <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>
- Gedan, K.B., Silliman, B.R., Bertness, M.D., 2008. Centuries of Human-Driven Change in Salt Marsh Ecosystems. *Ann. Rev. Mar. Sci.* 1, 117–141. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930>
- Houghton, R.A., House, J.I., Pongratz, J., Van Der Werf, G.R., Defries, R.S., Hansen, M.C., Le Quéré, C., Ramankutty, N., 2012. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences* 9, 5125–5142. <https://doi.org/10.5194/bg-9-5125-2012>
- Howard, S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, and M.T., 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows.
- IPCC, 2018. Global warming of 1.5°C, Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis, Cambio climático 2007: Informe de síntesis. <https://doi.org/10.1256/004316502320517344>
- Jiménez, M., Castanedo, S., Medina, R., Camus, P., 2012. Ocean & Coastal Management A methodology for the classification of estuary restoration areas : A management tool 69. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.08.017>
- Kelleway, J.J., Saintilan, N., Macreadie, P.I., Ralph, P.J., 2016. Sedimentary Factors are Key Predictors of Carbon Storage in SE Australian Saltmarshes. *Ecosystems* 19, 865–880. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9972-3>
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Holmer, M., Marbá, N., Middelburg, J.J., 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global Biogeochem. Cycles* 24, 1–8. <https://doi.org/10.1029/2010GB003848>
- Krishnaswamy, S., Lal, D., Martin, J.M., Meybeck, M., 1971. Geochronology of lake sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.* 11, 407–414. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(71\)90202-0](https://doi.org/10.1016/0012-821X(71)90202-0)
- Kroeger, K.D., Crooks, S., Moseman-Valtierra, S., Tang, J., 2017. Restoring tides to reduce methane emissions in impounded wetlands: A new and potent Blue Carbon climate change intervention. *Sci. Rep.* 7, 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12138-4>
- Lovelock, C.E., Atwood, T., Baldock, J., Duarte, C.M., Hickey, S., Lavery, P.S., Masque, P., Macreadie, P.I., Ricart, A.M., Serrano, O., Steven, A., 2017. Assessing the risk of carbon dioxide emissions from blue carbon ecosystems. *Front. Ecol. Environ.* 15, 257–265. <https://doi.org/10.1002/fee.1491>
- Macreadie, P.I., 2019. The future of Blue Carbon science 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11693-w>
- Macreadie, P.I., Baird, M.E., Trevathan-Tackett, S.M., Larkum, A.W.D., Ralph, P.J., 2013. Quantifying and modelling the carbon sequestration capacity of seagrass meadows - A critical assessment. *Mar. Pollut. Bull.* 83, 430–439. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.038>
- 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. *Sci. Rep.* 7, 1–10. <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>. *Front. Ecol. Environ.* 9, 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>
- Middleton, B.A., Mckee, K.L., 2001. for fissures and implications of mangrove Degradadon island forests in Belizean peat formation. *J. Ecol.* 89, 818–828.
- Morris, R.L., Konlechner, T.M., Ghisalberti, M., Swearer, S.E., 2016. From grey to green: Efficacy of eco-engineering

- solutions for nature-based coastal defence. *Glob. Chang. Biol.* 24, 1827–1842. <https://doi.org/10.1111/gcb.14063>
- Neckles, H.A., Dionne, M., Burdick, D.M., Roman, C.T., Buchsbaum, R., Hutchins, E., 2002. A monitoring protocol to assess tidal restoration of salt marshes on local and regional scales. *Restor. Ecol.* 10, 556–563. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.02033.x>
- Nellemann, C., Corcoran, E. eds, 2009. Blue carbon. A Rapid Response Assessment. The Role of Healthy Oceans in Binding Carbon. United Nations Programme, GRID-Arendal.
- Portnoy, J.W., 1999. Salt marsh diking and restoration: Biogeochemical implications of altered wetland hydrology. *Environ. Manage.* 24, 111–120. <https://doi.org/10.1007/s002679900219>
- Serrano, O., Lavery, P.S., Duarte, C.M., Kendrick, G.A., Calafat, A., York, P.H., Steven, A., Macreadie, P.I., 2016. Can mud (silt and clay) concentration be used to predict soil organic carbon content within seagrass ecosystems? *Biogeosciences* 13, 4915–4926. <https://doi.org/10.5194/bg-13-4915-2016>
- Sousa, A.I., Santos, D.B., Silva, E.F. Da, Sousa, L.P., Cleary, D.F.R., Soares, A.M.V.M., Lillebø, A.I., 2017. “Blue Carbon” and Nutrient Stocks of Salt Marshes at a Temperate Coastal Lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Sci. Rep.* 7, 1–11. <https://doi.org/10.1038/srep41225>
- Yuan, J., Ding, W., Liu, D., Kang, H., Freeman, C., Xiang, J., Lin, Y., 2015. Exotic *Spartina alterniflora* invasion alters ecosystem-atmosphere exchange of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O and carbon sequestration in a coastal salt marsh in China. *Glob. Chang. Biol.* 21, 1567–1580. <https://doi.org/10.1111/gcb.12797>

# ANEXOS

**Anexo 1.** Resultados del análisis de la varianza para la densidad aparente del sedimento (DA) entre los dos tipos de hábitat, y entre las zonas de estudio por tipo de hábitat.

### 1.1 Entre hábitats

#### Resumen

<i>Grupos</i>	<i>N</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>	<i>Error estándar</i>
Páramo	167	1.09	0.12	0.03
Marisma	224	1.13	0.23	0.03

#### ANOVA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	0.15	1	0.15	0.80	0.37	3.87
Dentro de los grupos	71.05	389	0.18			
<b>Total</b>	<b>71.19</b>	<b>390</b>				

### 1.2 Entre marismas

#### RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>N</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>	<i>Error estándar</i>
Natural marisma	78	0.87	0.29	0.06
Alterada marisma	77	1.38	0.12	0.04
Restaurada marisma	69	1.16	0.16	0.05

#### ANOVA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	10.14	2	5.07	26.92	3.4436E-11	3.04
Dentro de los grupos	41.63	221	0.19			
<b>Total</b>	<b>51.77</b>	<b>223</b>				

Post Tukey-Test. Resultados del Tukey test. El valor de la diferencia honestamente significativa (HSD) es el límite (en valor absoluto) que indica que grupos son distintos entre sí y el que se considera en la tabla entre grupos. En la tabla entre grupos las celdas grises identifican diferencias significativas entre los grupos analizados.

#### Tukey

HSD	0.18
Multiplicador	3.63
Mse	0.188
n	74.44





	Natural marisma	Alterada marisma	Restaurada marisma
Natural marisma		-0.51	-0.29
Alterada marisma			0.22
Restaurada marisma			

### 1.3 Entre páramos

#### RESUMEN

Grupos	N	Promedio	Varianza	Error estándar
Natural páramo	43	0.84	0.07	0.04
Alterada páramo	67	1.13	0.11	0.04
Restaurada páramo	57	1.24	0.09	0.04

#### ANOVA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	4.17	2	2.09	22.67	2.03309E-09	3.05
Dentro de los grupos	15.10	164	0.09			
Total	19.28	166				

Post Tukey-Test. Resultados del Tukey test. El valor de la diferencia honestamente significativa (HSD) es el límite (en valor absoluto) que indica que grupos son distintos entre sí y el que se considera en la tabla entre grupos. En la tabla entre grupos las celdas grises identifican diferencias significativas entre los grupos analizados.

#### Tukey

HSD	0.15
Multiplicador	3.63
Mse	0.09
n	53.84

	Natural páramo	Alterada páramo	Restaurada páramo
Natural páramo		-0.29	-0.40
Alterada páramo			-0.11
Restaurada páramo			

**Anexo 2.** Promedio de la densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ ) de la zona natural, alterada y restaurada tanto para páramo como marisma en base al perfil de profundidad (cm), error estándar y tamaño de muestra

Profundidad (cm)	Natural		Alterada		Restaurada	
	Páramo	Marisma	Páramo	Marisma	Páramo	Marisma
0-3	0.75 ± 0.11 (10)	0.41 ± 0.09 (16)	0.74 ± 0.01 (17)	0.4 ± 0.11 (13)	1.02 ± 0.09 (12)	0.58 ± 0.04 (13)
3-6	0.7 ± 0.03(10)	0.35 ± 0.08 (16)	0.9 ± 0.03 (17)	0.85 ± 0.26 (13)	0.97 ± 0.09 (12)	0.43 ± 0.03 (13)
6-9	0.72 ± 0.08 (10)	0.31 ± 0.06 (16)	0.85 ± 0.04 (17)	1.31 ± 0.14 (13)	1.02 ± 0.13 (12)	0.77 ± 0.11 (13)
9-12	0.64 ± 0.08 (10)	0.32 ± 0.08 (16)	0.89 ± 0.04 (17)	1.48 ± 0.02 (13)	1.08 ± 0.17 (12)	0.97 ± 0.15 (13)
12-15	0.75 ± 0.05 (10)	0.35 ± 0.11 (16)	0.98 ± 0.07 (17)	1.49 ± 0.03 (13)	1.11 ± 0.21 (12)	1.19 ± 0.05 (13)
15-18	0.78 ± 0.12 (10)	0.43 ± 0.11 (16)	1.02 ± 0.07 (17)	1.52 ± 0.01 (13)	1.16 ± 0.25 (12)	1.29 ± 0.09 (13)
18-21	0.79 ± 0.20 (10)	0.52 ± 0.11 (16)	1.08 ± 0.32 (17)	1.52 ± 0.01 (13)	1.00 ± 0.28 (12)	1.32 ± 0.04 (13)
21-24	1.08 ± 0.26 (10)	0.62 ± 0.10 (16)	1.17 ± 0.23 (17)	1.44 ± 0.09 (13)	1.35 ± 0.18 (12)	1.32 ± 0.03 (13)
24-27	0.94 ± 0.19 (10)	0.88 ± 0.26 (16)	1.32 ± 0.17 (17)	1.46 ± 0.04 (13)	1.40 ± 0.14 (12)	1.34 ± 0.05 (13)
27-30	NA	0.97 ± 0.24 (16)	1.48 ± 0.13 (17)	1.45 ± 0.03 (13)	1.40 ± 0.05 (12)	1.29 ± 0.01 (13)
30-33	NA	1.19 ± 0.22 (16)	1.26 ± 0.13 (17)	1.45 ± 0.02 (13)	1.39 ± 0.05 (12)	1.20 ± 0.10 (13)
33-36	NA	1.31 ± 0.26 (16)	1.06 ± 0.00 (17)	1.49 ± 0.06 (13)	2.24 ± 0.00 (12)	1.24 ± 0.07 (13)
36-39	NA	1.45 ± 0.26 (16)	1.31 ± 0.00 (17)	1.53 ± 0.04 (13)	NA	1.16 ± 0.07 (13)
39-42	NA	1.45 ± 0.22 (16)	1.38 ± 0.00 (17)	NA	NA	NA
42-45	NA	1.56 ± 0.14 (16)	1.37 ± 0.00 (17)	NA	NA	NA
45-48	NA	1.46 ± 0.14 (16)	1.17 ± 0.00 (17)	NA	NA	NA
48-51	NA	NA	1.27 ± 0.00 (17)	NA	NA	NA

**Anexo 3.** Resultados del análisis de la varianza y del test de Tukey para la concentración de  $C_{org}$  (%PS) en el sedimento entre los dos tipos de hábitat (marisma y páramo), y entre las zonas de estudio por tipo de hábitat.

### 3.1 Entre hábitats

#### Resumen

Grupos	N	Promedio	Varianza	Error estándar
Páramo	42	1.64	1.58	0.19
Marisma	50	3.98	27.22	0.74

#### ANOVA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	125.28	1	125.28	8.06	0.01	3.95
Dentro de los grupos	1398.69	90	15.54			
Total	1523.97	91				

### 3.2 Entre marismas

#### Resumen

<i>Grupos</i>	<i>N</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>	<i>Error estándar</i>
Natural marisma	18	5.24	27.43	1.23
Alterada marisma	17	3.19	35.56	1.45
Restaurada marisma	15	3.36	18.10	1.10

#### ANOVA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	45.14	2	22.57	0.82	0.45	3.20
Dentro de los grupos	1288.70	47	27.42			
Total	1333.84	49				

### 3.3 Entre páramos

#### RESUMEN

<i>Grupos</i>	<i>N</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>	<i>Error estándar</i>
Natural páramo	12	2.54	1.98	0.41
Alterada páramo	16	1.70	1.39	0.30
Restaurada páramo	14	0.79	0.19	0.12

#### ANOVA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	19.75	2	9.88	8.54	0.00	3.24
Dentro de los grupos	45.09	39	1.16			
Total	64.84	41				

Post Tukey-Test. Resultados del Tukey test. El valor de la diferencia honestamente significativa (HSD) es el límite (en valor absoluto) que indica que grupos son distintos entre sí y el que se considera en la tabla entre grupos. En la tabla entre grupos las celdas grises identifican diferencias significativas entre los grupos analizados.

Tukey	
HSD	0.60
Multiplicador	3.79
Mse	1.156
n	45.65

	Natural páramo	Alterada páramo	Restaurada páramo
Natural páramo		0.84	1.74
Alterada páramo			0.90
Restaurada páramo			

**Anexo 4.** Concentración del contenido en  $C_{org}$  (%) de la zona natural, alterada y restaurada tanto para páramo como marisma en base al perfil de profundidad (cm), error estándar y tamaño de muestra

Profundidad (cm)	Natural		Alterada		Restaurada	
	Páramo	Marisma	Páramo	Marisma	Páramo	Marisma
0-5	2.70 ± 1.30 (5)	12.22 ± 1.83 (10)	2.40 ± 0.33 (10)	15.55 ± 1.38 (8)	0.95 ± 0.32 (7)	10.43 ± 3.15 (8)
5-10	3.01 ± 0.59 (5)	11.57 ± 1.82 (10)	2.66 ± 0.38 (10)	5.86 ± 2.53 (8)	1.00 ± 0.16 (7)	5.96 ± 2.12 (8)
10-15	3.01 ± 0.86 (5)	9.02 ± 3.60 (10)	2.03 ± 0.22 (10)	0.81 ± 0.14 (8)	0.90 ± 0.28 (7)	2.48 ± 0.38 (8)
15-20	2.28 ± 0.59 (5)	6.31 ± 2.50 (10)	2.32 ± 0.94 (10)	0.48 ± 0.04 (8)	1.04 ± 0.36 (7)	1.90 ± 0.22 (8)
20-25	1.01 ± 0.00 (5)	5.01 ± 0.88 (10)	1.25 ± 0.63 (10)	0.37 ± 0.03 (8)	0.8 ± 0.18 (7)	1.32 ± 0.05 (8)
25-30	NA	2.10 ± 0.62 (10)	0.63 ± 0.18 (10)	0.27 ± 0.02 (8)	0.6 ± 0.02 (7)	0.97 ± 0.08 (8)
30-35	NA	0.62 ± 0.37 (10)	1.34 ± 0.00 (10)	0.39 ± 0.14 (8)	0.13 ± 0.00 (7)	0.85 ± 0.01 (8)
35-40	NA	0.24 ± 0.12 (10)	2.00 ± 0.00 (10)	0.54 ± 0.28 (8)	NA	1.60 ± 0.00 (8)
40-45	NA	0.30 ± 0.00 (10)	1.30 ± 0.00 (10)	NA	NA	NA
45-50	NA	0.14 ± 0.00 (10)	0.60 ± 0.00 (10)	NA	NA	NA

**Anexo 5.** Resultados del análisis de la varianza y del test de Tukey para el contenido de sedimento fino (limos y arcillas), entre los dos tipos de hábitat (marisma y páramo), y entre las zonas de estudio por tipo de hábitat.

### 5.1 Entre hábitats

#### Resumen

Grupos	N	Promedio	Varianza	Error estándar
Páramo	28	67.62	863.75	5.55
Marisma	36	73.29	1120.50	5.58

#### ANOVA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	505.97	1	505.97	0.50	0.48	4.00
Dentro de los grupos	62538.79	62	1008.69			
Total	63044.76	63				

## 5.2 Entre marismas

### Resumen

<i>Grupos</i>	<i>N</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>	<i>Error estándar</i>
Natural marisma	13	80.78	839.33	8.04
Alterada marisma	12	41.77	838.57	8.36
Restaurada marisma	11	98.83	8.94	0.90

### ANOVA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	19831.84	2	9915.92	16.88	0.00	3.28
Dentro de los grupos	19385.74	33	587.45			
Total	39217.58	35				

Post Tukey-Test. Resultados del Tukey test. El valor de la diferencia honestamente significativa (HSD) es el límite (en valor absoluto) que indica que grupos son distintos entre sí y el que se considera en la tabla entre grupos. En la tabla entre grupos las celdas grises identifican diferencias significativas entre los grupos analizados.

#### Tukey

HSD	24.12
Multiplicador	3.44
Mse	587.447
n	11.94

	Natural marisma	Alterada marisma	Restaurada marisma
Natural marisma		39.01	-18.06
Alterada marisma			-57.07
Restaurada marisma			

## 5.3 Entre páramos

### Resumen

<i>Grupos</i>	<i>N</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>	<i>Error estándar</i>
Natural páramo	7	79.25	292.05	6.46
Alterada páramo	11	58.40	1700.20	12.43
Restaurada páramo	10	69.63	293.92	5.42

### ANOVA

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	1921.62	2	960.81	1.12	0.34	3.39
Dentro de los grupos	21399.59	25	855.98			
Total	23321.21	27				

**Anexo 6.** Resultados del análisis de la varianza y del test de Tukey para los depósitos de  $C_{org}$  ( $Mg C_{org}/ha^{-1}$ ) en los 30 primeros centímetros entre los dos tipos de hábitat (marisma y páramo), y entre las zonas de estudio por tipo de hábitat

Resumen

Grupos	N	Promedio	Varianza	Error estándar
Natural páramo	3	47.98	170.41	7.54
Natural marisma	3	76.67	307.42	10.12
Alterada 1 páramo	3	47.50	100.09	5.78
Alterada 1 marisma	3	70.72	13.18	2.10
Restaurada páramo	3	25.99	14.81	2.22
Restaurada marisma	3	74.81	619.81	14.37

ANOVA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	6074.74	5	1214.95	5.95	0.01	3.11
Dentro de los grupos	2451.42	12	204.28			
Total	8526.16	17				

Post Tukey-Test. Resultados del Tukey test. El valor de la diferencia honestamente significativa (HSD) es el límite (en valor absoluto) que indica que grupos son distintos entre sí y el que se considera en la tabla entre grupos. En la tabla entre grupos las celdas grises identifican diferencias significativas entre los grupos analizados.

Tukey

HSD	39.20
Multiplicador	4.75
Mse	204.28
n	3

	Natural páramo	Natural marisma	Alterada 1 páramo	Alterada 1 marisma	Restaurada páramo	Restaurada marisma
Natural páramo		-28.69	0.47	-22.75	21.99	-26.83
Natural marisma			29.16	5.95	50.68	1.86
Alterada 1 páramo				-23.22	21.51	-27.30
Alterada 1 marisma					44.73	-4.09
Restaurada páramo						-48.82
Restaurada marisma						