



Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
UNIVERSIDAD DE CANTABRIA

Actuación sobre las praderas de *Zostera noltii* en el estuario de Oyambre mediante un nuevo método de restauración

Trabajo realizado por:

Roseline Daría Obieze Giró

Dirigido:

Bárbara Ondiviela Eizaguirre

María E. Maza Fernández

Titulación:

Máster Universitario en Costas y Puertos

Santander, 10 de septiembre de 2025

TRABAJO FIN DE MASTER



Resumen

Los ecosistemas marino-costeros han sufrido un fuerte deterioro en las últimas décadas debido a la presión antrópica. Entre ellos, las praderas de fanerógamas marinas, que son esenciales por su papel en el secuestro de carbono, el ciclo de nutrientes, la protección costera y como zonas de cría. Sin embargo, su cobertura mundial se ha reducido hasta un tercio.

Dado que la recuperación natural es lenta, la restauración y rehabilitación se han convertido en prioridades globales. Actualmente, la restauración de praderas es un objetivo reconocido en la Década de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas (2021–2030) y en la normativa europea.

Zostera noltii es una especie de fanerógama protegida en España y que en Cantabria ha sufrido una regresión. En el estuario de Oyambre, las intervenciones humanas han alterado su dinámica natural, amenazando los hábitats de la especie.

En este marco, el presente estudio (“Actuación sobre las praderas de *Zostera noltii* en el estuario de Oyambre mediante un nuevo método de restauración”) tiene como objetivo general diseñar, planificar y ejecutar un proyecto de restauración de *Zostera noltii* en el estuario de Oyambre. Para ello se plantean tres objetivos específicos:

1. Evaluar la idoneidad del estuario para la restauración.
2. Ejecutar una acción de restauración de *Z. noltii*.
3. Desarrollar un programa de seguimiento para caracterizar cambios en estructura, composición y funcionalidad del ecosistema restaurado.

La evaluación de la idoneidad se hizo mediante el ensamblado de modelos de idoneidad (MAXENT, GLM, Random Forest y GBM) al que se le alimentaron con variables predictoras de salinidad, PAR (“Photosynthetically Active Radiation”), granulometría, esfuerzo cortante en el fondo, tiempo emergido y profundidad, además de los puntos de presencia de *Z. noltii* en el estuario. El modelo devuelve mapas de probabilidad de desarrollo de la especie.

La zona donde se ejecutó el diseño experimental de la acción de restauración corresponde a áreas de baja probabilidad según el modelo, con el fin de explorar los límites ecológicos de la especie y validar la robustez del modelo. Este diseño, denominado Hug, está formado por cores o núcleos de *Z. noltii* que rodean, a modo de “abrazo”, a las plántulas.

La vigilancia se hizo en un periodo de dos meses y se caracterizaron parámetros de biocenosis (presencia de especies móviles, rastros de invertebrados bentónicos y cobertura de macroalgas), crecimiento (número de cores vivos de los Hugs, el número de haces vivos y su cobertura) e hidrodinámica.

Los resultados de esta vigilancia mostraron que no existieron diferencias significativas entre el tratamiento Hug y su control, y que la zona más hidrodinámica, que coincidía además con la de menor probabilidad según el modelo, fue la que presentó el desarrollo más limitado.

Abstract

Marine-coastal ecosystems have undergone severe degradation in recent decades due to anthropogenic pressure. Among them, seagrass meadows are essential for their role in carbon sequestration, nutrient cycling, coastal protection, and as nursery grounds for numerous species. However, their global coverage has been reduced by up to one third.

Since natural recovery is slow, restoration and rehabilitation have become global priorities. Currently, seagrass restoration is recognized as a key objective within the United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030) and under European regulations.

Zostera noltii is a seagrass species protected in Spain that has suffered regression in Cantabria. In the Oyambre estuary, human interventions have altered its natural dynamics, threatening the species' habitats. In this context, the general aim of this study ("Restoration of *Zostera noltii* meadows in the Oyambre estuary using a novel method") was to design, plan, and implement a restoration project for *Z. noltii* in the Oyambre estuary. Three specific objectives were established:

1. To assess the suitability of the estuary for restoration.
2. To carry out a restoration action of *Z. noltii*.
3. To develop a monitoring program to characterize changes in the structure, composition, and functionality of the restored ecosystem.

Suitability was evaluated through an ensemble of species distribution models (MAXENT, GLM, Random Forest, and GBM) fed with predictor variables such as salinity, PAR, grain size, bottom shear stress, exposure time, and depth, in addition to presence points of *Z. noltii* in the estuary. The models produced probability maps of the species' potential development.

The restoration experiment was conducted in areas classified as low probability according to the model, in order to explore the ecological limits of the species and validate the robustness of the predictions. The experimental design, named Hug, consisted of *cores* or clumps of *Z. noltii* arranged around transplanted shoots, functioning as a protective "embrace."

Monitoring was conducted over a two-month period, evaluating parameters of biocenosis (presence of mobile species, traces of benthic invertebrates, and macroalgal cover), growth (number of surviving cores, number of live shoots, and their cover), and hydrodynamics.

The results of this monitoring showed no significant differences between the Hug treatment and its control. However, the most hydrodynamic area, which also corresponded to the lowest probability according to the model, exhibited the poorest development.

Agradecimientos

Llevar a cabo este estudio me ha permitido aprender mucho, no solo a nivel académico, sino también personal. Compartir visiones, dudas y experiencias con las distintas personas a las que he acudido durante estos meses ha sido enriquecedor, y su disposición a ayudarme, ha hecho que esta experiencia sea todavía más especial.

En primer lugar, quiero agradecer a mis tutoras, Bárbara y María, por guiarme en todo momento, acompañarme tanto en la oficina como en el trabajo de campo, y compartir conmigo consejos y enseñanzas que llevaré siempre conmigo. Les agradezco especialmente haberme enseñado a hacer las cosas con cariño, sobre todo en un proyecto tan bonito como el que hemos llevado a cabo.

También quiero dar las gracias a todas las personas del grupo ECOLIT, que no solo me han brindado su apoyo, sino que también me han enseñado sobre sus áreas de trabajo. Es un grupo tan diverso que cada día ha sido una oportunidad de aprender algo nuevo. A Sara, a quien tuve la oportunidad de ayudar en sus prácticas, le deseo lo mejor en esta nueva etapa de su vida.

Finalmente, quiero agradecer a las personas de ADAPTA y, en general, a todo el personal de IHCantabria con quienes he convivido durante estos dos meses, por su acogida y por hacer de este tiempo una experiencia tan valiosa

Índice

Resumen.....	III
Abstract.....	IV
Agradecimientos	V
Índice de figuras.....	VIII
Índice de tablas	XI
Capítulo I. Introducción	1
Capítulo II. Zona de estudio.....	4
Capítulo III. Estudio de idoneidad de zonas en las que llevar a cabo restauración de <i>Zostera noltii</i>	7
3.1. Introducción	7
3.2. Materiales y métodos: Modelo de distribución de especies.....	8
3.2.1. Descripción de los modelos empleados	8
3.2.2. Variables predictoras	10
3.2.2.1. Salinidad	10
3.2.2.2. PAR.....	11
3.2.2.3. Granulometría	12
3.2.2.4. Esfuerzo cortante del fondo	13
3.2.2.5. Tiempo emergido	14
3.2.2.6. Profundidad.....	16
3.2.2.7. Cartografías de <i>Zostera noltii</i>	16
3.3. Resultados: Mapa de probabilidad.....	17
Capítulo IV. Actuación de restauración ambiental de <i>Z. noltii</i> en el estuario de Oyambre.....	19
4.1. Introducción	19
4.2. Materiales y métodos	20
4.2.1. Selección de la zona a restaurar	20
4.2.2. Diseño experimental	21
4.2.2.1. Tratamiento Hug	21
4.2.2.2. Tratamiento Control.....	22
4.2.2.3. Tratamiento Zona no intervenida.....	22
4.2.3. Configuración del experimento.....	23
Capítulo V. Vigilancia del diseño experimental	25

5.3.	Introducción	25
5.4.	Materiales y métodos: indicadores de observación	25
5.4.1.	Caracterización de la biocenosis	25
5.4.2.	Caracterización del crecimiento	27
5.4.3.	Caracterización hidrodinámica	28
5.4.4.	Caracterización fisicoquímica del sedimento y tasa de sedimentación	28
5.4.5.	Análisis de los datos.....	30
5.5.	Resultados de la vigilancia.....	31
5.5.1.	Caracterización de la biocenosis	31
5.3.1.	Caracterización del Crecimiento.....	34
5.3.2.	Hidrodinámica: % de peso perdido de los yesos	35
Capítulo VI. Conclusiones		38
Bibliografía		40
Anexo		44

Índice de figuras

Figura 1. Distribución geográfica de <i>Zostera noltii</i> (a) y <i>Zostera marina</i> (b) en las aguas costeras de Europa (Borum & Greve, 2004).....	2
Figura 2. Pradera de <i>Zostera noltii</i> de Pedreña (a) y representación esquemática de una unidad para facilitar su identificación (b) (Borum & Greve, 2004).	3
Figura 3. Localización de la zona de estudio con vista general a los municipios próximos (San Vicente de la Barquera y Comillas) y vista general al estuario de Oyambre (Ría del Capitán, Ría de la Rabia y Bahía interior).....	4
Figura 4. Localización de los diques responsables de la colmatación en la zona interior del estuario(Agudo et al., 2013).....	5
Figura 5. Esquema de toma de decisiones para la identificación y priorización de zonas de actuación en proyectos de restauración de fanerógamas marinas (fuente: elaboración propia).	7
Figura 6. Mapa de salinidad del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos. El rango de salinidad de mueve entre 30-35 PSU (datos proporcionados por el proyecto SimuLIT).	11
Figura 7. Mapa de PAR del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos. El rango de PAR de mueve entre 0- 525600 mol m ⁻² año ⁻¹ (datos proporcionados por el proyecto SimuLIT).....	12
Figura 8. Porcentaje de arenas del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos (datos proporcionados del proyecto SimuLIT).....	13
Figura 9. Mapa de esfuerzo cortante en el fondo del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos, solo se encuentran valores bajos cerca del dique de la Ría del Capitán. El rango se mueve entre 0- 445 miliPascales (datos proporcionados del proyecto SimuLIT).	14
Figura 10. Malla de cálculo (a) y profundidad usada para sacar los mapas de tiempo emergido (b).	15
Figura 11. Mapa de horas secas anuales en el estuario (a), calculadas mediante simulaciones hidrodinámicas con Delft3D con un zoom a la zona interior de la Ría de la Rabia (b).	15

Figura 12. Mapa de profundidad del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos. El rango de profundidad se mueve entre 0- 24 metros (datos proporcionados por el proyecto SimuLIT).	16
Figura 13. Mapa del estuario de Oyambre con las zonas en amarillo donde se encuentra <i>Zostera noltii</i>	17
Figura 14. Mapa de probabilidades de presencia de <i>Zostera noltii</i> en el estuario de Oyambre según el modelo de distribución de especies. Los colores indican la probabilidad de ocupación, siendo las zonas más rojas las de mayor probabilidad.....	18
Figura 15. Zona donde se instalaron los experimentos, correspondiente a un brazo secundario del canal principal de la Ria de la Rabia.....	20
Figura 16. Mapa de probabilidades y puntos donde se instaló el experimento. En blanco está representada la probabilidad según el modelo de distribución de especies de cada punto.....	21
Figura 17. Esquema del diseño experimental. Los círculos representan la disposición de los cores mientras que la zona verde es el área donde se plantan los pies de <i>Zostera noltii</i>	22
Figura 18. Proceso de trabajo para la configuración experimental de los Hug: a) Recogida en Pedreña de los corer de <i>Z. noltii</i> para crear los Hug. b) Disposición previa de los corer de <i>Z. noltii</i> en forma de Hug antes de su instalación. c) instalación de los corer para formar uno de los Hug. d) Disposición final de un Hug.....	24
Figura 19. Localización detallada en Oyambre de dónde se localizan los tratamientos Hug, Control y Zona exterior.....	25
Figura 20. Imagen tomada en campo donde se aprecian los rastros de invertebrados bentónicos, las macroalgas y microfítobentos. Ampliado está uno de los invertebrados que realiza estas marcas.	26
Figura 21. Cuadrícula empleada para determinar la cobertura, mide 50 x 50 cm y tiene 25 cuadrados	27
Figura 22. Core en buen estado, con floración. (Hug 4).....	27
Figura 23. Disposición de los yesos en el campo	28
Figura 24. Procesado de los yesos	28
Figura 25. Jeringuillas con sedimento, con la marca de los centímetros que se analizaron. ...	29
Figura 26. Procesado de las muestras de sedimento tomadas con las jeringuillas una vez pasadas las 48h de secado en la estufa.	29
Figura 27. (a) Instalación de los Sediment Pins, (b) Sediment Pin ya instalado, en el círculo se muestra cómo se siguieron las cuatro medidas (c) Sediment pin deformado	30

Figura 28. Boxplot del número de especies móviles por tratamiento. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times \text{IQR}$, en este caso no hay en todos los datos debido. Los puntos corresponden a los valores individuales de cada réplica. El color de las cajas diferencia los grupos experimentales: Hug (azul claro), Control (rojo claro) y Exterior (verde claro).	31
Figura 29.Boxplot del número de la cobertura de marcas de invertebrados bentónicos por tratamiento. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times \text{IQR}$, en este caso no hay en todos los datos. Los puntos corresponden a los valores individuales de cada réplica. El color de las cajas diferencia los grupos experimentales: Hug (azul claro), Control (rojo claro) y Exterior (verde claro).	32
Figura 30. Boxplot del número de depósitos fecales de invertebrados bentónicos por tratamiento. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times \text{IQR}$, en este caso no hay en todos los datos. Los puntos corresponden a los valores individuales de cada réplica. El color de las cajas diferencia los grupos experimentales: Hug (azul claro), Control (rojo claro) y Exterior (verde claro).	33
Figura 31.Boxplot de la cobertura de algas por tratamiento. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times \text{IQR}$, en este caso no hay en todos los datos. Los puntos corresponden a los valores individuales de cada réplica. El color de las cajas diferencia los grupos experimentales: Hug (azul claro), Control (rojo claro) y Exterior (verde claro)	33
Figura 32. Boxplots. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times \text{IQR}$, (a) representa la variación de numero de pies por tratamiento, (b) la cobertura por tratamiento. En color	34
Figura 33. Boxplot. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times \text{IQR}$. Se muestran los datos, de la distribución del número de cores, este solo se sigue en tratamientos Hug ya que los tratamientos Control no tienen cores.	35
Figura 34.Representación gráfica tras los estadísticos de la evolución temporal para (a) cores, (b) número de pies y (c) cobertura. Para la representación, se generaron líneas de tendencia conectando las medias de cada fecha con un intervalo de confianza del 95%	35

Figura 35. BoxPlot, comparación en pares del tratamiento Hug con su Control y las zonas exteriores. En rojo está el tratamiento Hug, en verde el tratamiento Control y en azul el tratamiento Exterior. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times \text{IQR}$. .36

Figura 36. Box plot entre Zona 1 representada en azul claro (que incluye Hug 1, Control 1, Hug 2 y Control 2) y Zona 2 representada en naranja claro (que incluye Hug 3, Control 3, Hug 4 y Control 4). En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times \text{IQR}$36

Figura 37. Box plot de los datos de % de peso perdido de los yesos por fechas tras los estadísticos.). En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times \text{IQR}$37

Índice de tablas

Tabla 1. Métricas de evaluación y sus rangos.....	9
Tabla 2. Variables físicas, sus parámetros y unidades usados para el modelo de distribución de especies	10
Tabla 3. Resumen salidas de campo con la fecha de salida, la hora de la bajamar ese día, el coeficiente de marea y lo que se llevó a cabo ese día (hitos)	23

Capítulo I. Introducción

En los últimos años, los ecosistemas de transición o marino-costeros han experimentado un rápido deterioro debido al crecimiento de la población humana costera. Estos ecotonos albergan una amplia diversidad de hábitats que funcionan como zonas esenciales de reproducción, crecimiento y refugio para numerosas especies de peces e invertebrados (Agudo et al., 2013).

Las fanerógamas marinas son plantas superiores con raíz, tallo, hojas, flores y frutos a menudo las encontramos en fondos marinos arenosos y poco profundos, las identificamos por las manchas de color más oscuro que se observan dentro del agua. El deterioro debido a la actividad antrópica ha reducido su cobertura global hasta un tercio (Halpern et al., 2015; Lotze et al., 2006; Waycott et al., 2009) y con ello la pérdida de los servicios ecosistémicos que brindan como son el secuestro de carbono azul, la salud de la circulación de nutrientes, zonas de crianza de varias especies y protección costera ante la erosión entre otras (Fourqurean et al., 2012).

Los problemas más comunes que sufren son: la bioturbación, las dificultades en lograr una expansión sostenida de las áreas trasplantadas, y la degradación causada por actividades antrópicas, como la construcción de infraestructuras costeras (puertos, espigones), regeneración artificial de playas, dragados, pesca de arrastre y procesos de eutrofización y contaminación (Gamble et al., 2021).

Debido a que la recuperación natural es un proceso largo y que las medidas de protección de estos ecosistemas por sí solas no son suficientes debido a la falta de enfoques de gestión costera (Griffiths et al., 2020), las medidas de conservación activa como la rehabilitación y la restauración se han convertido en una preferencia global.

La rehabilitación se define como el proceso mediante el cual se mejora una zona degradada con el objetivo de facilitar la recuperación de las funciones ecológicas del ecosistema, mientras que la restauración implica devolver dicho ecosistema a su estado original previo a la alteración. En la práctica, alcanzar dicho estado inicial es muy complejo, por lo que la restauración suele aspirar a una aproximación funcional y estructural razonable del ecosistema original (Gamble et al., 2021).

El primer intento documentado de restauración de fanerógamas marinas tuvo lugar en Europa en 1939, aunque no fue hasta la década de 1960 cuando comenzaron a proliferar experiencias en otras regiones del mundo, especialmente en Estados Unidos, Europa y Australia. Ya en los años 90, Gordon (1996) identificó los principales factores determinantes del éxito en la restauración de praderas marinas: selección adecuada del sitio, aplicación de técnicas apropiadas, mejora de la tasa de expansión, minimización del daño en praderas donantes, reducción de costes laborales y control de la bioturbación.

Posteriormente, Fonseca (1998) estableció criterios fundamentales para la identificación de sitios idóneos para la restauración, advirtiendo que muchos fracasos se deben a la selección de áreas que, por razones ecológicas, no son aptas para albergar fanerógamas.

Actualmente, la restauración ecológica se ha consolidado como una prioridad en la agenda ambiental internacional, y la Década de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas (2021–2030) ha reconocido de forma explícita la importancia de los ecosistemas marinos y costeros, incluyendo las praderas de fanerógamas marinas, por su papel esencial en la provisión de servicios ecosistémicos y en la resiliencia frente al cambio climático (United Nations, 2015; UNEP, 2019). En este contexto, el Reglamento (UE) 2024/1991 subraya la necesidad de restaurar estos ecosistemas marinos en la Unión Europea, estableciendo medidas específicas para mejorar su calidad y conectividad, con el fin de alcanzar una condición favorable que contribuya a la restauración de la naturaleza en zonas terrestres y marítimas.

En Europa se encuentran cuatro especies principales: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Zostera noltii*. Todas ellas están presentes en el Mediterráneo, mientras que, en el Atlántico, mar del Norte, Báltico, mar Negro y Caspio predominan *Z. marina* y *Z. noltii* (Figura 1), especies de crecimiento más rápido y mayor capacidad de recolonización (Paling et al., 2009).

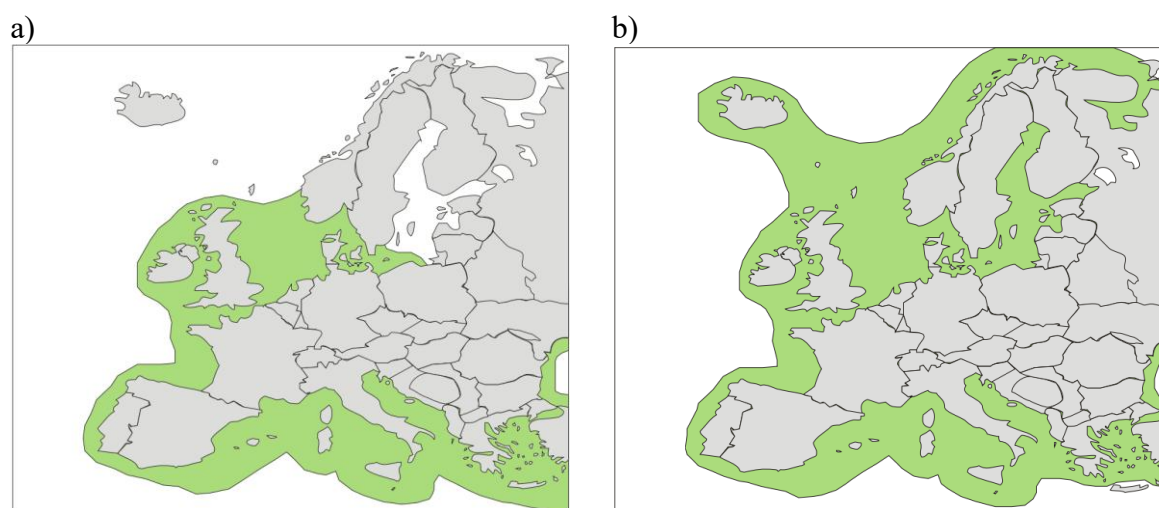


Figura 1. Distribución geográfica de *Zostera noltii* (a) y *Zostera marina* (b) en las aguas costeras de Europa (Borum & Greve, 2004).

Zostera noltii se encuentra en zonas poco profundas, hasta 5 metros, en suelos fangosos y pobres en materia orgánica, sus hojas miden entre 5 y 25cm y tienen un color verde intenso (Figura 2). Se trata de una especie protegida presente en los estuarios del norte de España e incluida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011). Las presiones antrópicas han hecho que las praderas de *Z. noltii* en Cantabria hayan reducido su tamaño, fragmentado y desaparecido en algunas zonas (PRADERA, 2019).



Figura 2. Pradera de *Zostera noltii* de Pedreña (a) y representación esquemática de una unidad para facilitar su identificación (b) (Borum & Greve, 2004).

Dentro de los estuarios cántabros, *Z. noltii* está presente en el estuario de Oyambre, ubicado en el sector occidental de la Comunidad Autónoma de Cantabria, entre Comillas y San Vicente de la Barquera. Forma parte del Parque Natural de Oyambre. A pesar del alto valor ecológico, el entorno ha experimentado intervenciones humanas, como la ocupación del terreno y el levantamiento, y posterior demolición de cerramientos que han modificado la hidrodinámica natural del sistema. Esta antropización representa un riesgo para los hábitats naturales de praderas de *Zostera noltii* (Agudo et al., 2013).

En este contexto de necesidad para la restauración de fanerógamas marinas, el presente estudio plantea un recorrido por las distintas fases que conforman un proyecto de restauración, desde la planificación inicial y la selección del emplazamiento hasta la ejecución en campo y el posterior programa de seguimiento. Con este propósito, el objetivo El objetivo general de este trabajo es diseñar, planificar y ejecutar un proyecto de restauración de *Zostera noltii* en el estuario de Oyambre. Este se desarrollará a través de los siguientes objetivos específicos:

- Estudiar la idoneidad del estuario de Oyambre para llevar a cabo acciones de restauración de la especie *Z. noltii*.
- Llevar a cabo una actuación de restauración ambiental de *Z. noltii* en el estuario de Oyambre.
- Desarrollar un programa de seguimiento orientado a caracterizar los cambios en la estructura, composición y funcionalidad de la zona en la que se lleva a cabo la acción de restauración.

Capítulo II. Zona de estudio

El estuario de Oyambre, localizado en la costa oeste de Cantabria, España, presenta dos brazos, la Ría del Capitán (orientación este-oeste) y la Ría de la Rabia (norte-sur) que se unen en una bahía interior (Figura 3). Esta disposición se forma gracias a la desembocadura de pequeños arroyos y ríos, siendo el más importante el río Turbio. Ocupa un área próxima a 100 ha con un perímetro de 13.6 km (Agudo et al., 2013).



Figura 3. Localización de la zona de estudio con vista general a los municipios próximos (San Vicente de la Barquera y Comillas) y vista general al estuario de Oyambre (Ría del Capitán, Ría de la Rabia y Bahía interior).

Su origen se remonta a la transgresión flandriense, ocurrida hace aproximadamente 10.000 años, cuando el ascenso del nivel del mar provocó la inundación de los antiguos valles fluviales excavados durante el último periodo glacial. Esta evolución ha dado lugar a una morfología con llanuras estrechas y alargadas, y un lecho progresivamente aplanado en las zonas sometidas a influencia mareal, como resultado de los procesos de colmatación y redistribución sedimentaria propios de los estuarios (Gobierno de Cantabria, 2011).

Antiguamente, la zona fue un punto estratégico para las actividades pesqueras y agrícolas, lo que conllevó modificaciones en su morfología para adaptarla a dichas prácticas. Estas transformaciones se intensificaron a mediados del siglo XIX, cuando se realizaron drenajes y se construyeron infraestructuras destinadas tanto a la explotación de recursos (por ejemplo, la siembra de eucalipto) como a la edificación de puentes, presas y diques. Estas últimas construcciones redujeron la influencia de la marea, provocando la desecación de amplias áreas de marisma y, en consecuencia, la disminución de la vegetación halófila (de la Riva, 1987). Según Rivas (1992) hasta 1925 se había perdido un 92,87% de la superficie de la ría, siendo la

Ría de La Rabia la más afectada. Además, estas intervenciones incrementaron las tasas de sedimentación, favoreciendo el actual estado de colmatación del sistema. Posteriormente en 2009 se retiraron los diques y la vegetación comenzó a recuperar su estado previo natural (Casaban, 2019), en la Figura 4 se puede ver donde estaban localizados los diques y la zona colmatada.

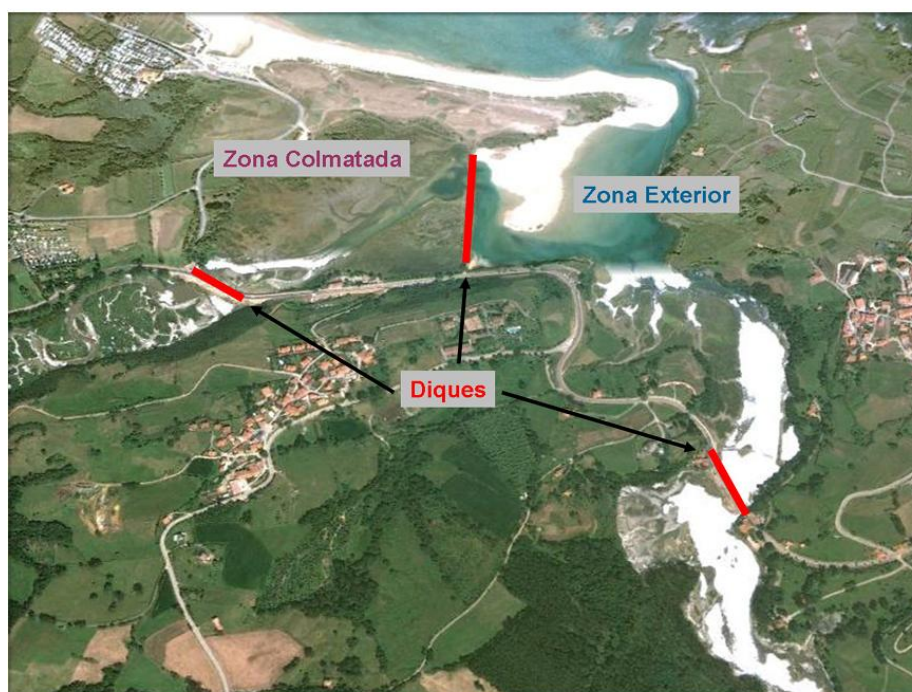


Figura 4. Localización de los diques responsables de la colmatación en la zona interior del estuario (Agudo et al., 2013)

Las amenazas que comprometen los valores ecológicos, naturales y paisajísticos de la zona hacen necesaria la implementación de medidas de protección. Ya en 1988, la presión social ante la amenaza sobre las dunas y la playa de Oyambre motivó que gran parte del área se declarara Parque Natural de Oyambre mediante la Ley de Cantabria 4/1988, de 26 de octubre, 1988. Asimismo, el espacio forma parte del Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) “Rías Occidentales y Dunas de Oyambre”, integrado en la Red Natura 2000, en reconocimiento a su elevado valor ecológico y a la biodiversidad asociada (Gobierno de Cantabria, 2011).

La hidrodinámica de esta zona está principalmente determinada por la acción mareal, que sigue un patrón semidiurno con un periodo de 12 h 42', generando ciclos de pleamar y bajamar cada 6h 21' y un rango medio cercano a los 4 metros. Este régimen condiciona factores como la frecuencia de inundación y salinidad del suelo, determinantes para el desarrollo de la vegetación, donde conviven comunidades halófilas y subhalófilas. De igual manera, influye en la distribución de las comunidades de invertebrados: en las zonas internas y medias dominan asociaciones características como el cangrejo *Carcinus maenas*, mientras que en áreas más permanentemente sumergidas prevalecen comunidades vinculadas a *Abra alba* (Gobierno de Cantabria, 2011).

El asentamiento de la fauna y la flora de marisma también está condicionado, aunque en menor medida, por la granulometría del sedimento. En la parte alta del estuario predominan fracciones

finas, limos y arcillas; en la zona media se acumulan arenas, gravas y cantos rodados; mientras que en la parte baja, en la confluencia con la playa de Oyambre, dominan arenas medias y finas. En conjunto, la composición sedimentaria es mayoritariamente siliciclástica, con presencia de bioclastos en la playa (Gobierno de Cantabria, 2011).

Capítulo III. Estudio de idoneidad de zonas en las que llevar a cabo restauración de *Zostera noltii*

3.1. Introducción

El objetivo de este capítulo es la identificación de zonas idóneas para el crecimiento de praderas de *Zostera noltii* en el estuario de Oyambre, mediante el diseño de un plan de restauración específico para la especie. Para la elaboración de esta estrategia de gestión, se ha utilizado como base la guía de restauración de fanerógamas marinas elaborada por Gamble et al. (2021) que recoge estándares internacionales y buenas prácticas aplicables a contextos similares.

Para determinar la viabilidad del estudio, uno de los pasos previos es realizar un modelo de distribución de especies (SDM, por sus siglas en inglés). Antes de llevar a cabo este proceso, es necesario plantear una serie de preguntas que permitan comprender tanto el funcionamiento histórico del sitio como su estado actual. Estas cuestiones se han estructurado siguiendo el esquema de decisiones representado en la Figura 5.

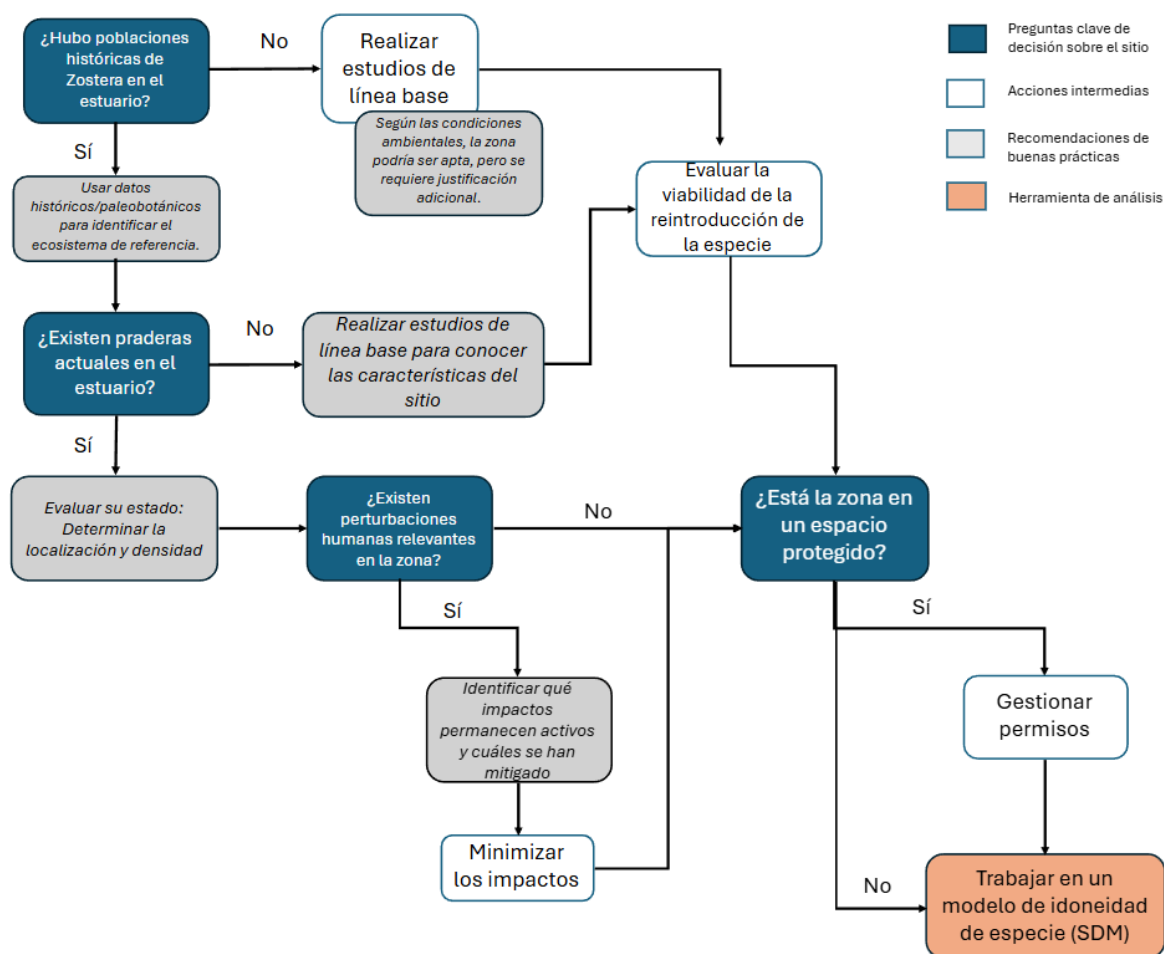


Figura 5. Esquema de toma de decisiones para la identificación y priorización de zonas de actuación en proyectos de restauración de fanerógamas marinas (fuente: elaboración propia).

La primera cuestión es referente a las poblaciones históricas de *Zostera noltii* en el estuario. Para conocer su presencia, se tomaron como referencia estudios de Loriente (1974), que documentan cómo en la Ría de la Rabia, en muestreos realizados el 16 de septiembre de 1973, se observó la coexistencia de *Zostera noltii* y *Zostera marina* en subasociaciones. En la actualidad, distintos proyectos, como el proyecto PRADERA (2019) confirman que *Zostera noltii* sigue presente en la zona.

En relación con la cuestión relacionada con la existencia de perturbaciones humanas en la zona, se constata que históricamente el estuario ha sido una zona altamente antropizada. No obstante, en las últimas décadas se han aplicado medidas de protección y restauración que han favorecido una tendencia hacia condiciones más naturales.

Finalmente, cabe señalar que el estuario de Oyambre está incluido dentro de la Red Natura 2000 como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) “Rías Occidentales y Duna de Oyambre” (ES1300003-SCI), un aspecto a considerar a la hora de planificar y ejecutar actuaciones de restauración en la zona.

Tras el estudio preliminar, a partir de las preguntas planteadas y de las acciones intermedias realizadas, se procede a trabajar en un modelo de idoneidad de la especie.

3.2. Materiales y métodos: Modelo de distribución de especies

Es necesario identificar el área más adecuada dentro del estuario para la ejecución de la restauración según los objetivos. Para este fin, se emplean modelos de distribución de especies, que se nutren de distintas variables predictoras con el propósito de generar mapas de probabilidad que indican las zonas más idóneas para el crecimiento de la especie.

3.2.1. Descripción de los modelos empleados

Para el desarrollo de los modelos de distribución de especies se empleó el paquete BIOMOD2 en R (Thuiller et al., 2016) en combinación con otros paquetes de apoyo para la gestión de datos espaciales y la evaluación de modelos (dplyr, raster, terra, usdm, entre otros). La versión utilizada de biomod2 fue la 4.2.4, seleccionada para garantizar compatibilidad con el algoritmo MAXENT (Phillips et al., 2006). Este modelo se eligió por su amplia aceptación en la comunidad científica, su eficiencia y bajo coste computacional. Sin embargo, para garantizar resultados más precisos fue necesario ajustar aspectos como la selección de variables, la complejidad del modelo, la regularización y la corrección del sesgo espacial de muestreo (Elith et al., 2011; Merow et al., 2013).

En primer lugar, se procedió al preprocesado de las variables ambientales en formato ráster. Todos los archivos fueron alineados espacialmente sobre una plantilla común, y se aplicó un análisis de correlación para reducir la multicolinealidad entre predictores. Este proceso se llevó a cabo en dos fases: inicialmente con la función vifcor estableciendo un umbral de 0.7, y posteriormente mediante vifstep con un umbral de 10, de modo que únicamente se retuvieron las variables no redundantes.

Los datos de presencia de *Zostera noltii* se obtuvieron a partir de un mapa de presencias, que incluía las coordenadas geográficas de dónde se ubica la especie en el estuario. Para completar el conjunto de datos, se generaron 500 pseudo-ausencias siguiendo la metodología implementada en BIOMOD2, asegurando un número suficiente de puntos de comparación con respecto a los 100 datos de presencias.

Una vez preparado el conjunto de datos, se construyeron los modelos individuales de distribución aplicando cuatro algoritmos: el Modelo Lineal Generalizado (GLM; McCullagh, 2019), Random Forest (RF; Breiman, 2001), Gradient Boosting Machine (GBM; Ayyadevara, 2018), y MAXENT (Phillips et al., 2006). Los parámetros de configuración se ajustaron en cada caso, empleando, funciones polinomiales con distribución binomial para GLM, y una regularización $\beta = 1$ con 500 iteraciones para MAXENT, desactivando las interacciones tipo “product” para evitar sobreajuste. El entrenamiento se realizó con un 75% de los datos, reservando el 25% restante para la validación, y se implementó una validación cruzada con tres repeticiones.

La evaluación de estos modelos se llevó a cabo mediante las métricas estándar de la literatura: AUC (ROC; Hanley & McNeil, 1982), TSS y KAPPA (Allouche et al., 2006). Asimismo, se calculó la importancia relativa de las variables y se generaron curvas de respuesta que permiten interpretar el efecto de cada predictor sobre la probabilidad de presencia. El modelo se clasificó como pobre si el TSS era inferior a 0.4, bueno si estaba entre 0.4 y 0.8, y excelente si superaba ese valor. En cuanto al coeficiente KAPPA, se consideró muy débil si KAPPA estaba entre 0 y 0.2, débil entre 0.21 y 0.4, moderado entre 0.41 y 0.6, fuerte entre 0.61 y 0.8, y perfecto entre 0.81 y 1 (Tabla 1).

Tabla 1. Métricas de evaluación y sus rangos

Métrica	Clasificación	Rango
TSS	Pobre	< 0,4
	Bueno	0,4 – 0,8
	Excelente	> 0,8
KAPPA	Muy débil	0 – 0,2
	Débil	0,21 – 0,4
	Moderado	0,41 – 0,6
	Fuerte	0,61 – 0,8
	Perfecto	0,81 – 1

BIOMOD ensambló los modelos promediando las probabilidades de cada predicción para generar un modelo único. Para este ensamblaje, solo se incluyeron los modelos con un TSS y AUC superior a 0.7, con el objetivo de descartar aquellos resultados de baja calidad que pudieran disminuir la precisión del modelo final.

En resumen, el modelo funciona introduciendo primero variables predictoras ambientales, y después los puntos de presencia de la especie de estudio. A partir de estas presencias, identifica las condiciones ambientales en las que la especie se desarrolla y busca áreas del estuario con características similares, generando así un mapa de probabilidad de crecimiento, determinando

qué zonas del estuario son más favorables para la expansión de la fanerógama. Además, el modelo proporciona información sobre la relevancia relativa de cada variable ambiental, destacando cuáles tienen mayor influencia sobre la distribución de la especie.

3.2.2. Variables predictoras

Las variables y parámetros seleccionados se muestran en la Tabla 2. Los datos de salinidad, PAR, granulometría, esfuerzo cortante del fondo y profundidad proceden del proyecto SimuLIT (2025) mediante modelado numérico con el modelo Delf3D

Tabla 2. Variables físicas, sus parámetros y unidades usados para el modelo de distribución de especies

Variable	Parámetro	Unidad
Salinidad	Media anual	PSU
PAR	Media anual	mol/m ² /año
Granulometría	% de arenas	%
Esfuerzo cortante del fondo	Media	mPa (miliPascales)
Tiempo emergido	Horas/año	Horas
Profundidad	Media	Metros

3.2.2.1. Salinidad

La salinidad constituye un factor determinante en los ecosistemas estuarinos, ya que regula la biodiversidad y la distribución de las especies a través de gradientes espaciales y fluctuaciones temporales resultantes de la interacción entre aportes fluviales y mareas (Myers & Ewel, 1990)

Más que los valores absolutos, es la capacidad de las especies para tolerar variaciones la que define su presencia, distinguiéndose entre organismos eurihalinos y estenohalinos (Bouma et al., 2005). Episodios de baja salinidad, como avenidas fluviales, pueden reducir la supervivencia en etapas tempranas del ciclo vital, mientras que intrusiones marinas en condiciones de bajo caudal desplazan a especies de agua dulce (Kelly et al., 2011).

La salinidad en el estuario va entre valores de 30-35 PSU, siendo la mayoría valores más cercanos a 35 (valores más rojos, Figura 6) ya que la influencia de la marea es la principal, los valores más bajos representados en azul, están más próximos a las zonas de descarga de arroyos. Los rangos de salinidad en Oyambre se han demostrado compatibles con *Zostera noltii*. En los experimentos de Suykerbuyk et al. (2018) en este rango la planta no mostraba estrés.

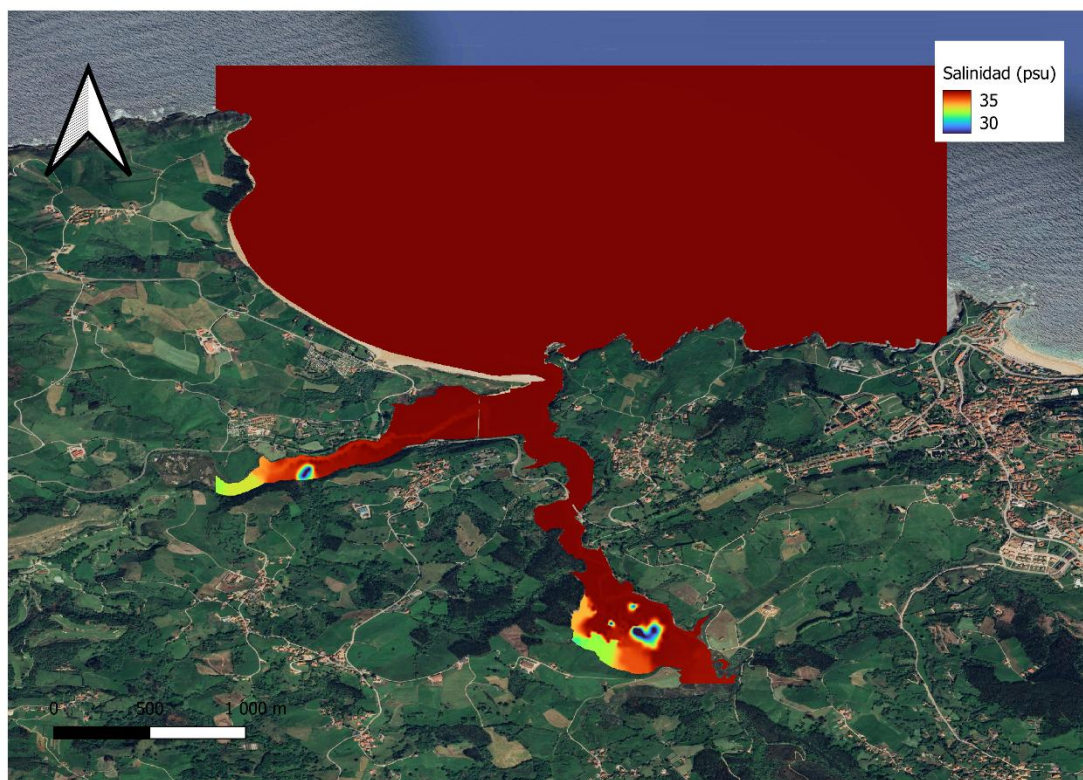


Figura 6. Mapa de salinidad del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos. El rango de salinidad de mueve entre 30-35 PSU (datos proporcionados por el proyecto SimuLIT).

3.2.2.2. PAR

El PAR es la porción del espectro de luz que las plantas pueden usar para la fotosíntesis, por lo que determina cuánta energía puede producir la planta lo que condiciona directamente su crecimiento y supervivencia y a la vez regula su distribución.

Los datos proporcionados muestran que el PAR se mueve entre 0 y 525600 mol m⁻² año⁻¹, en los canales principales los valores son más altos, mientras que en canales más secundarios y zonas más internas son más bajos (Figura 7). Estudios como el de Ignacio et al. (2010) muestran como el crecimiento y supervivencia de *Zostera noltii* depende críticamente de la luz, con un requerimiento mínimo de 292 mol m⁻² año⁻¹ ya que si no entran en estrés por déficit lumínico lo que activa rutas metabólicas que hacen que acumulen amonio inhibiendo así su crecimiento.

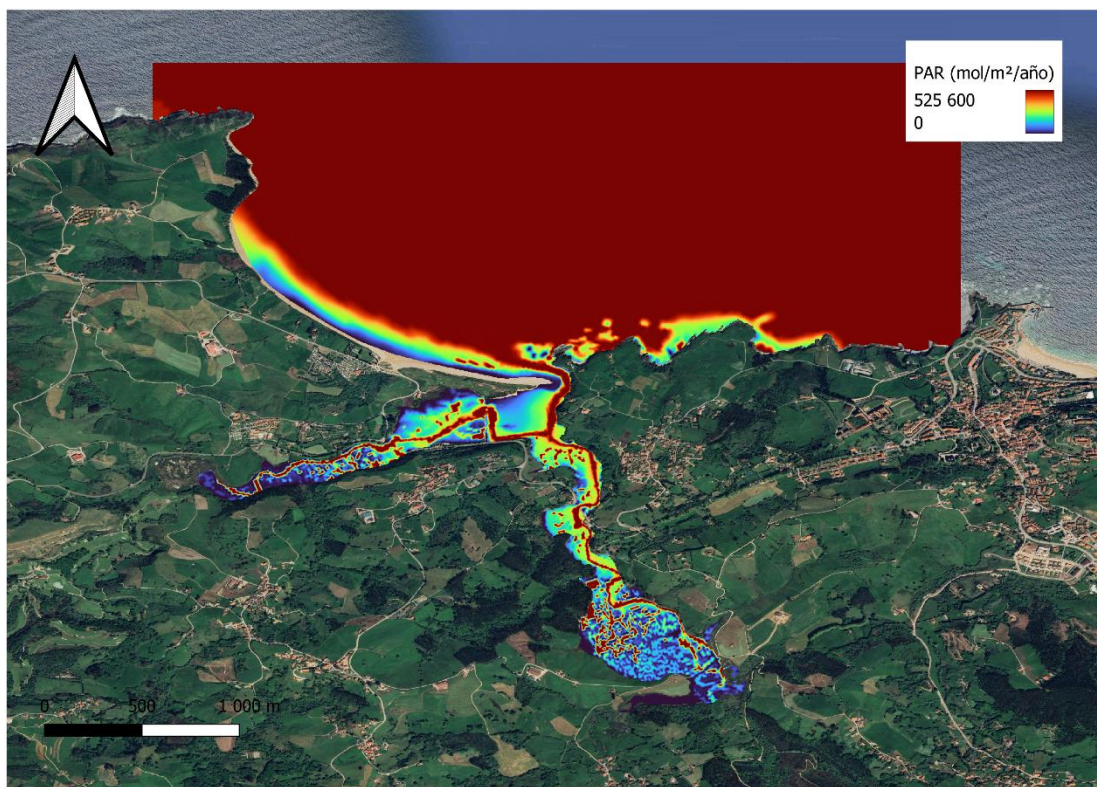


Figura 7. Mapa de PAR del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos. El rango de PAR de mueve entre 0- 525600 mol m⁻² año⁻¹ (datos proporcionados por el proyecto SimuLIT).

3.2.2.3. Granulometría

La arena desempeña un papel fundamental en el crecimiento de las fanerógamas marinas. Los fondos arenosos presentan mayor permeabilidad y oxigenación que los sedimentos más finos, lo que facilita la penetración de oxígeno y evita la acumulación de compuestos tóxicos como los sulfuros. La oxigenación del sustrato es necesaria para los tejidos en crecimiento activo, que son más sensibles a condiciones anóxicas. En este sentido, Holmer & Bondgaard (2001) demostraron que la presencia de sulfuros en ambientes reductores provoca el ablandamiento del tejido, una reducción en el número de brotes y un deterioro general de la planta, dado que los tejidos llegan a romperse bajo estas condiciones adversas.

En Oyambre, el porcentaje de arenas aumenta progresivamente a medida que se aproxima a la playa. En la Ría del Capitán se observa una constancia de valores superiores al 50 % de arenas,

mientras que en el interior de la Ría de la Rabia este porcentaje descende por debajo del 50 % (Figura 8).

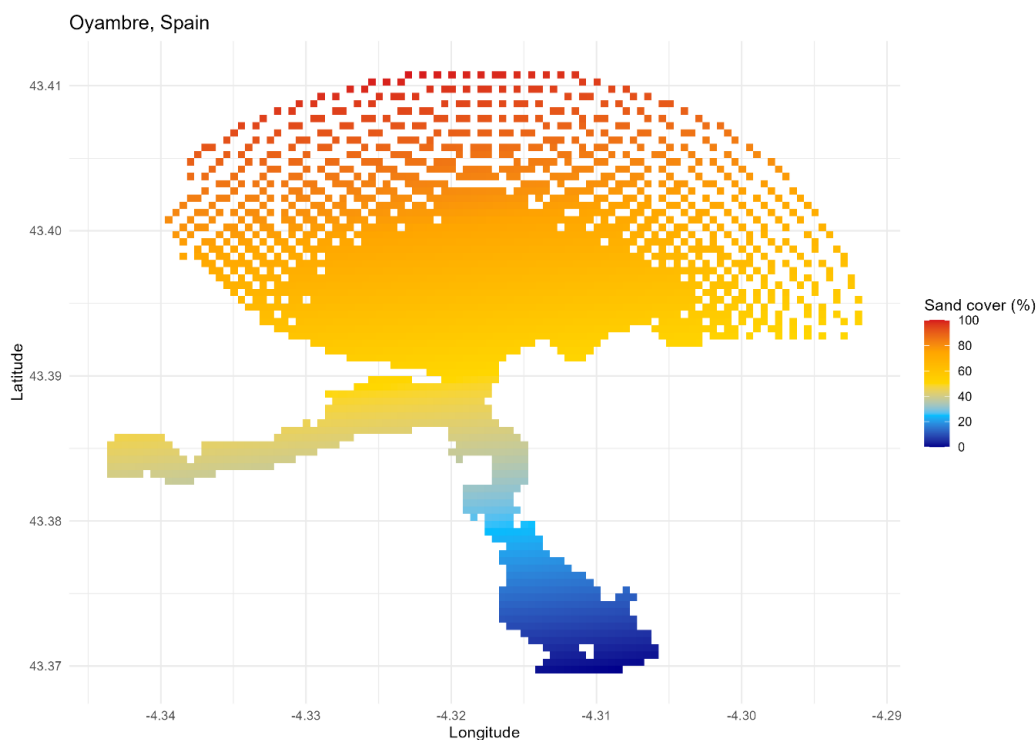


Figura 8. Porcentaje de arenas del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos (datos proporcionados del proyecto SimuLIT).

3.2.2.4. Esfuerzo cortante del fondo

El Bed Shear Stress o esfuerzo cortante del fondo controla los procesos de erosión, transporte y sedimentación, y define el equilibrio entre estabilidad física y disponibilidad de hábitat. (Zenone et al., 2022) parámetros altos pueden desprender organismos fijos al sustrato, mientras que valores bajos favorecen la sedimentación de materia orgánica, aumentando el riesgo de hipoxia. En la Figura 9 se ve el mapa del esfuerzo cortante en el estuario. Los valores son muy bajos, entre 0-1 mPa, excepto en la Ría del Capitán donde hay algunos puntos donde los valores son más altos.

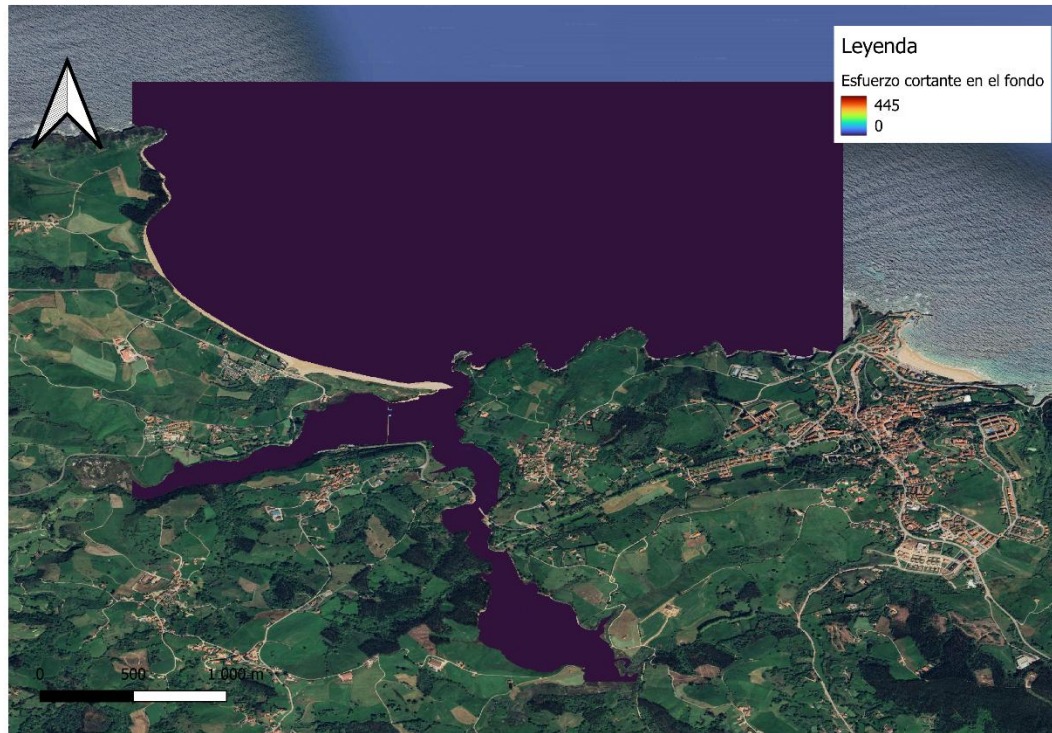


Figura 9. Mapa de esfuerzo cortante en el fondo del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos, solo se encuentran valores bajos cerca del dique de la Ría del Capitán. El rango se mueve entre 0- 445 miliPascales (datos proporcionados del proyecto SimuLIT).

3.2.2.5. Tiempo emergido

El tiempo emergido hace referencia a la exposición de la planta al aire durante la bajamar, este tiene un efecto negativo, reduciendo su tasa de crecimiento y la biomasa aérea en comparación con plantas de *Zostera noltii* que siempre están sumergidas (Suykerbuyk et al., 2018).

Esta variable fue sacada con el modelo Delf3D 4.05.01 mediante simulaciones forzadas con los datos de marea registrados por el mareógrafo de Santander (Fuente: Puertos del Estado, 2025). La malla de cálculo se muestra en la Figura 10.

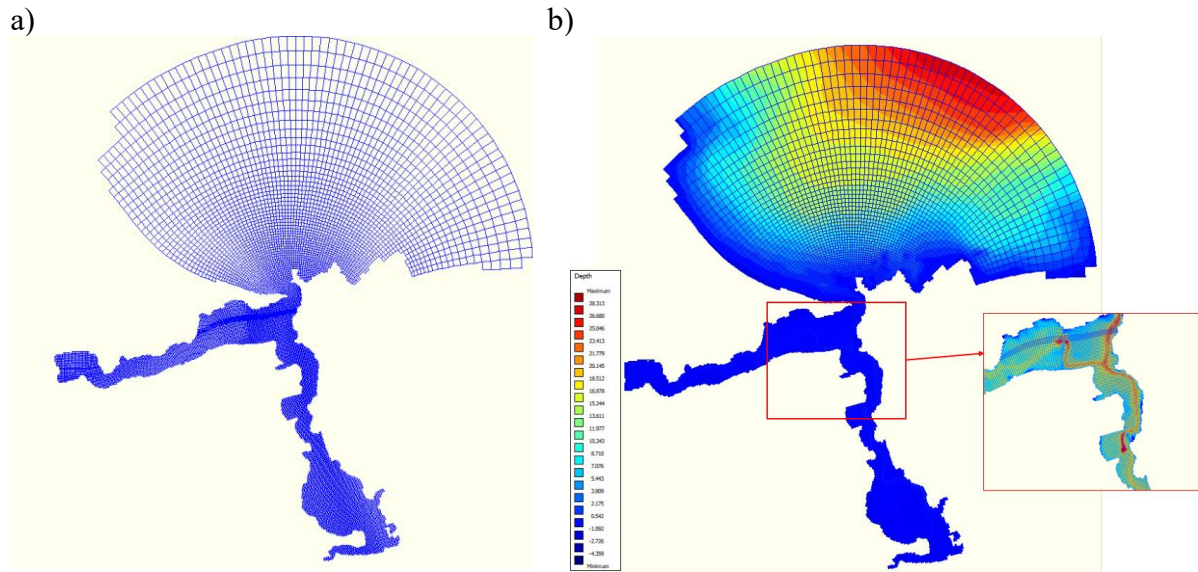


Figura 10. Malla de cálculo (a) y profundidad usada para sacar los mapas de tiempo emergido (b).

A partir de los mapas de profundidad generados para 37 instantes de marea, se procesaron los datos siguiendo los pasos descritos: (i) se definió un umbral de sequedad, considerando que una celda estaba “seca” cuando la profundidad era inferior a 0,05 m; (ii) se contabilizó, para cada celda, el número de pasos de tiempo en que permaneció seca, multiplicando por el intervalo temporal (en horas) para obtener el total de horas secas en el periodo simulado; y (iii) los valores se normalizaron al equivalente de un año completo, corrigiendo según la duración de la simulación.

Los valores más bajos representados en azul corresponden a zonas del submareal o canales principales. Las zonas intermareales y canales más secundarios tienen valores medios mientras que las zonas más internas del estuario representan colores amarillos, valores más altos, ya que son zonas donde la marea no llega a inundar (Figura 11).

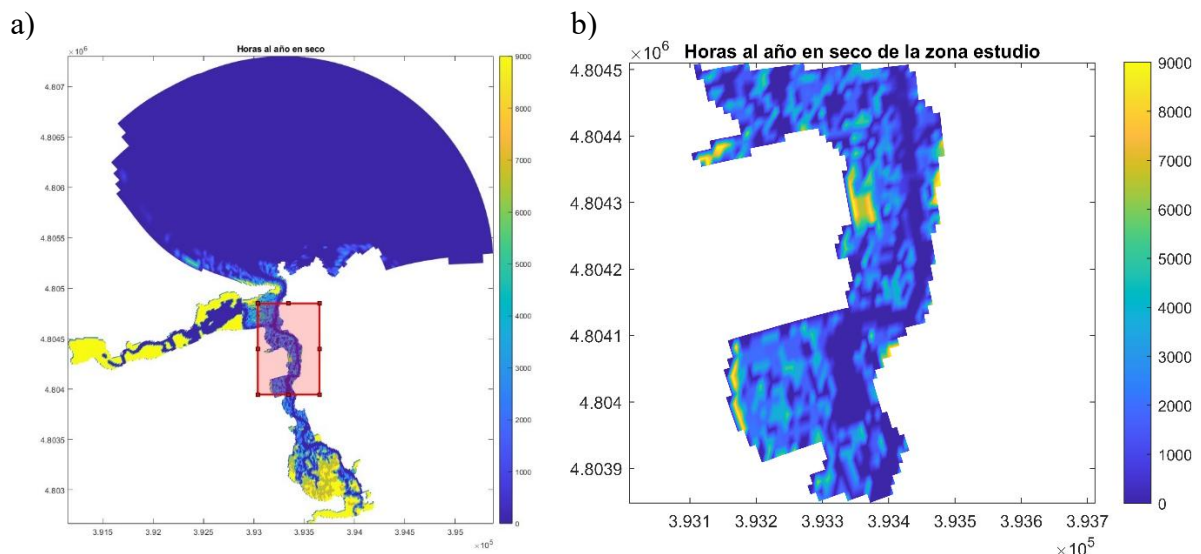


Figura 11. Mapa de horas secas anuales en el estuario (a), calculadas mediante simulaciones hidrodinámicas con Delft3D con un zoom a la zona interior de la Ría de la Raba (b).

3.2.2.6. Profundidad

La profundidad condiciona la disponibilidad de luz y el tiempo de emersión al que se ven sometidas las plantas. Según los estudios de Peralta et al. (2000), estas variaciones ambientales determinan la aparición de distintos morfotipos y estrategias de crecimiento.

En zonas más profundas o intermareales bajas, donde la irradiancia es limitada, predomina un morfotipo de hojas grandes, con mayor desarrollo subterráneo para anclaje y absorción de nutrientes. En cambio, en áreas intermareales altas y más expuestas, el morfotipo es de hojas estrechas que presentan un crecimiento más rápido, mayor densidad de brotes y tolerancia a la emersión y al estrés térmico, pudiendo incluso absorber CO₂ atmosférico durante la bajamar.

En el interior del estuario la profundidad no es elevada, se mueve entorno a los 5 metros, siendo más elevada en los canales principales (Figura 12).

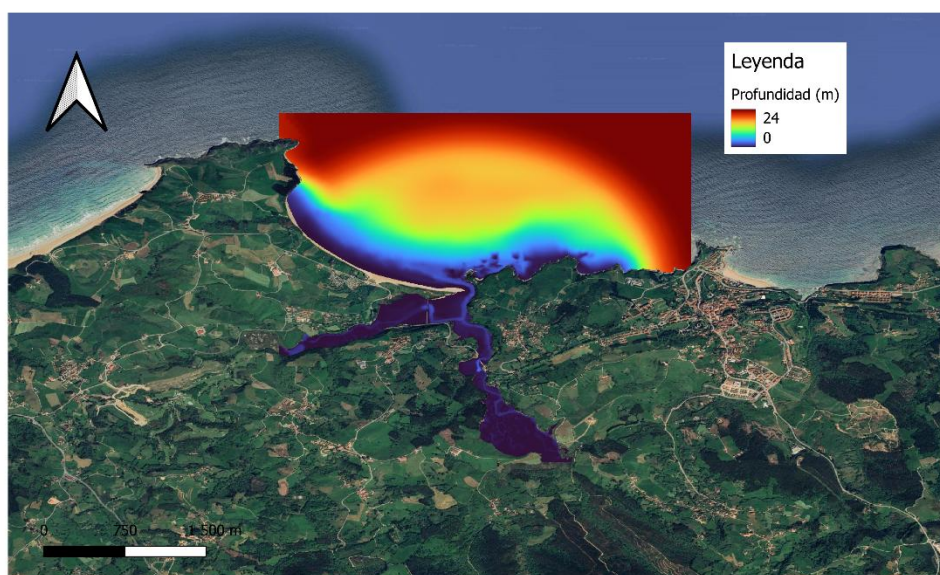


Figura 12. Mapa de profundidad del estuario de Oyambre. Los valores más rojos representan valores más altos mientras que los azules más bajos. El rango de profundidad se mueve entre 0- 24 metros (datos proporcionados por el proyecto SimuLIT).

3.2.2.7. Cartografías de *Zostera noltii*

Por último, el modelo se alimenta de datos de presencia de *Zostera noltii* correspondientes al año 2023 (Figura 13). Del área representada se seleccionaron 100 puntos de presencia, los cuales sirven como base para entrenar el modelo. A partir de estos puntos, el modelo extrae las condiciones ambientales asociadas a cada presencia, es decir, los valores de las variables

predictoras que ya han sido descritas previamente. Con esta información, el modelo puede identificar en qué zonas del estuario se reproducen condiciones similares a las observadas en las áreas de presencia de *Zostera noltii*.

De este modo, indica dónde es más probable que la especie pueda establecerse o crecer. Además, el modelo permite evaluar la importancia relativa de cada una de las variables incluidas, indicando cuáles son las más determinantes para la presencia de la fanerógama. Esto proporciona información valiosa para comprender los factores ambientales clave que influyen en la distribución de *Zostera noltii* y para orientar posibles actuaciones de conservación o restauración en el estuario.



Figura 13. Mapa del estuario de Oyambre con las zonas en amarillo donde se encuentra *Zostera noltii*

3.3. Resultados: Mapa de probabilidad

Según el modelo, las variables que ejercen mayor influencia sobre la distribución de *Zostera noltii* son % de arenas, profundidad media y PAR.

El mapa muestra que la zona de mayor probabilidad de desarrollo de la especie se localiza en el sector interno de la Ría de la Rabia, coincidiendo con las áreas donde actualmente habita. Asimismo, se observa que a lo largo de la ría las probabilidades son más elevadas en el canal principal. En la Ría del Capitán, aunque las probabilidades son menores, existen sectores donde se alcanza hasta un 50 % de probabilidad. Por el contrario, en la bahía interior las probabilidades resultan más bajas (Figura 14).

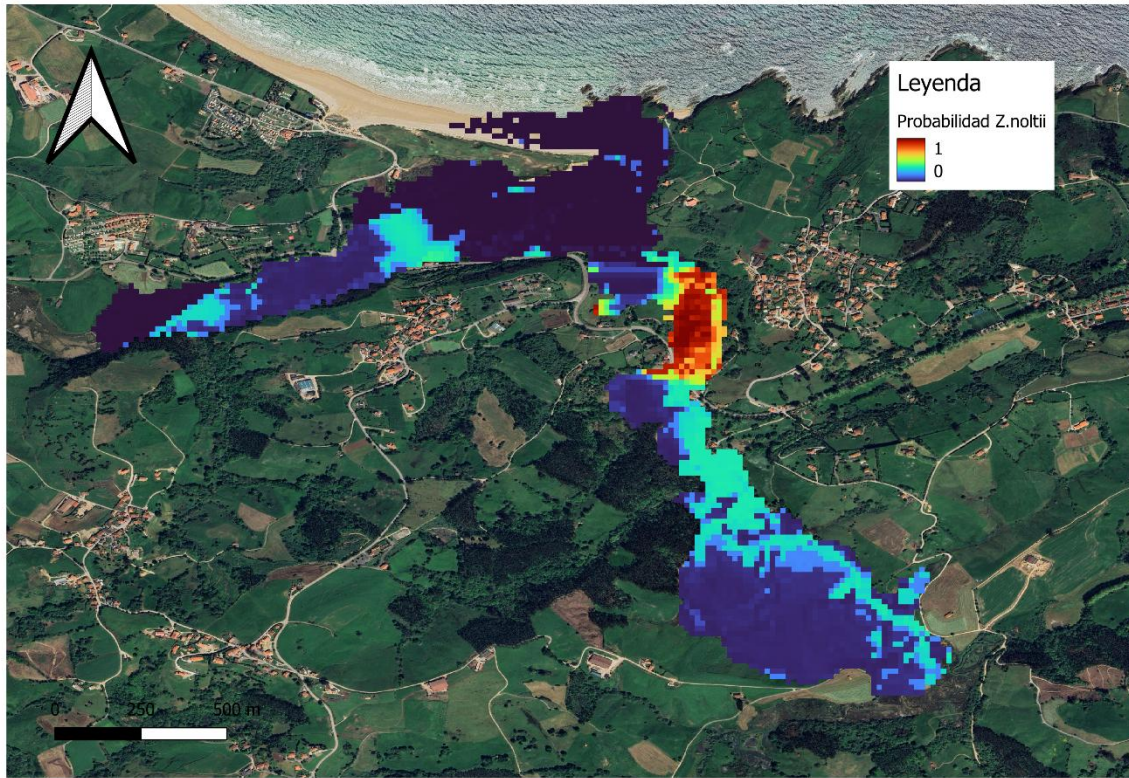


Figura 14. Mapa de probabilidades de presencia de *Zostera noltii* en el estuario de Oyambre según el modelo de distribución de especies. Los colores indican la probabilidad de ocupación, siendo las zonas más rojas las de mayor probabilidad.

Capítulo IV. Actuación de restauración ambiental de *Z. noltii* en el estuario de Oyambre.

4.1. Introducción

En las últimas décadas, los esfuerzos de restauración de praderas de fanerógamas se han centrado en técnicas de siembra de semillas y trasplante de haces adultos. Ambos métodos han mostrado éxitos variables según el contexto. El trasplante suele consistir en extraer plantas de praderas donantes y reubicarlas en zonas degradadas, mientras que la siembra implica la recolección, procesamiento y redistribución de semillas silvestres. En ocasiones, ambos métodos se combinan para aumentar la efectividad.

Un factor determinante del éxito es que los propágulos o haces queden anclados de forma adecuada al sedimento hasta que se establezcan los rizomas. Las técnicas de trasplante pueden realizarse manualmente o con métodos mecánicos, aunque estos últimos han tenido resultados desiguales (Gamble, 2021).

La literatura indica que la tasa de éxito depende principalmente de la causa de degradación del hábitat: los proyectos son menos exitosos cuando la pérdida se debió a problemas de calidad del agua (p. ej., eutrofización), y más efectivos frente a impactos localizados como dragados o construcciones (van Katwijk et al., 2016), por eso también se tiende a una mejora de las condiciones físicas del hábitat antes de comenzar la regeneración. Los estudios recientes subrayan que la escala de la actuación es un factor determinante en el éxito: los proyectos de mayor extensión tienden a tener mayores probabilidades de consolidarse, ya que generan retroalimentaciones positivas que facilitan la estabilidad de la pradera frente a perturbaciones. Por ello, en los diseños experimentales actuales no solo se valoran los métodos de implantación, sino también la extensión espacial, la densidad de plantación y el seguimiento a largo plazo como elementos clave para garantizar la recuperación de estos ecosistemas (van Katwijk et al., 2016)

En general, no se observan grandes diferencias en éxito entre semillas y haces adultos, aunque las plántulas tienden a tener menor supervivencia. Además, cuanto menor sea la distancia entre el sitio donante y el sitio receptor, mayor la probabilidad de éxito.

En los últimos años, estudios como el de Hensel et al. (2024) y Valdez et al. (2020) han demostrado que las interacciones entre plantas aumentan el éxito de la restauración de fanerógamas marinas, este enfoque se denomina facilitación, y se basa en que una especie o individuo puede modificar el entorno de manera positiva y así crear condiciones más favorables que aumenten la supervivencia de otra especie.

En este escenario, resulta evidente que la facilitación ecológica puede ser una herramienta clave para mejorar la eficacia de los proyectos de restauración. Siguiendo esta línea, el presente trabajo evalúa un método denominado Hug, que consiste en utilizar individuos adultos de fanerógamas formando un anillo o agrupación protectora alrededor de nuevas plántulas para favorecer su establecimiento. Esta estrategia se desarrolla en el marco de la iniciativa europea “*The Seagrass Consortium*” creada en 2022 para impulsar la restauración a gran escala de praderas marinas dentro del marco de la Década de las Naciones Unidas sobre la Restauración de Ecosistemas (2021–2030) (<https://www.seagrassconsortium.org/>).

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Selección de la zona a restaurar

La zona en la que se llevaron a cabo los experimentos corresponde a un brazo del canal principal de la Ría de la Rabia (Figura 15). Las áreas circundantes presentan probabilidades de presencia más elevadas, comprendidas entre 0,3 y 0,4, mientras que la ubicación exacta de los experimentos muestra una probabilidad más baja entre 0.01 en la zona más externa y 0.13 la zona más central (Figura 16). La instalación se llevó a cabo antes de realizar los modelos de distribución de especie. A pesar de situarse en una zona con menor probabilidad, se decidió continuar con el proyecto con el objetivo de evaluar la evolución de las plantas y ver su límite ecológico además de validar la robustez del modelo.



Figura 15. Zona donde se instalaron los experimentos, correspondiente a un brazo secundario del canal principal de la Ría de la Rabia

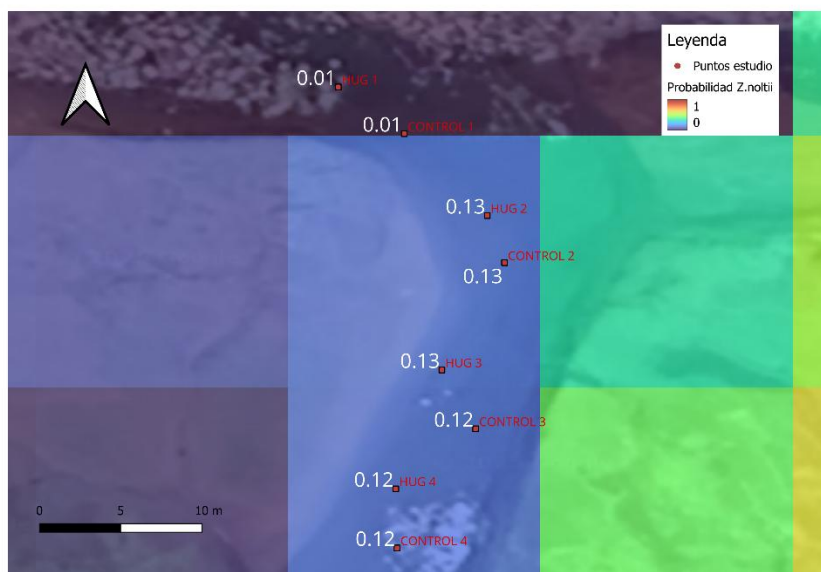


Figura 16. Mapa de probabilidades y puntos donde se instaló el experimento. En blanco está representada la probabilidad según el modelo de distribución de especies de cada punto

4.2.2. Diseño experimental

El diseño experimental está compuesto por 3 tratamientos:

- 4 parcelas con tratamiento Hug
- 4 parcelas control
- 2 zonas exteriores (no intervenidas)

4.2.2.1. Tratamiento Hug

Los tratamientos experimentales implementados se denominan Hug, en referencia a la palabra inglesa *hug* (“abrazo”), debido a su diseño conceptual, ya que consiste en rodear una zona central de trasplantes individuales con núcleos compactos a modo de abrazo protector, con el objetivo de favorecer el establecimiento de los brotes internos mediante un efecto de amortiguación frente a factores externos.

Cada unidad Hug está formada por 21 núcleos de *Zostera noltii*, dispuestos en triángulos con una separación aproximada de 25 cm entre ellos, según la disposición mostrada en la Figura 17. Su instalación fue realizada por dos personas. Para cada trasplante, se cava un hoyo de aproximadamente 30 cm de profundidad, se introduce el corer y se retira la tapa de vacío, permitiendo que caiga. Se verifica que la parte superior del núcleo quede a ras de la superficie con las hojas expuestas. Cada parcela forma un cuadrado de aproximadamente 190 x 190 cm.

En el interior de cada parcela Hug, se delimitó un área central de 130 × 130 cm (representada en verde oscuro en la Figura 17, donde se plantaron 48 trasplantes individuales de *Zostera*

noltii con ayuda de horquillas para dar estabilidad a cada plántula, distribuidos en 4 filas por 6 columnas, siguiendo una malla rectangular.

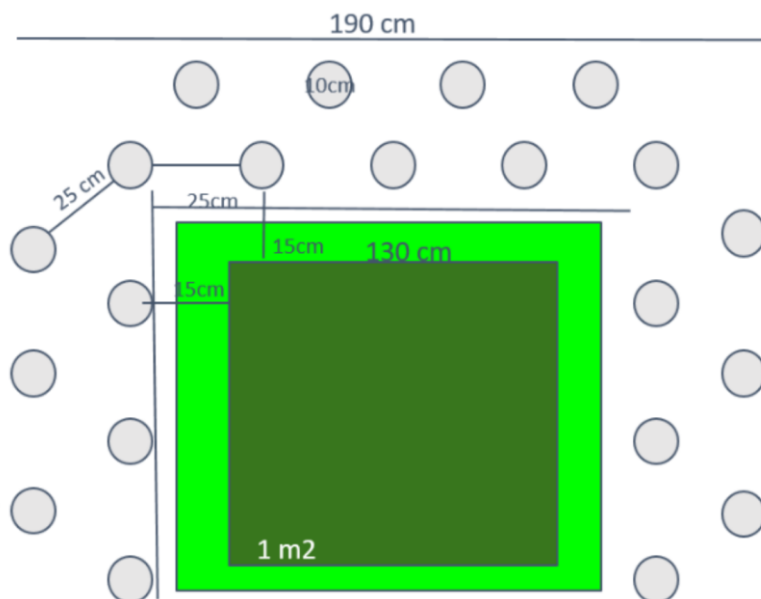


Figura 17. Esquema del diseño experimental. Los círculos representan la disposición de los cores mientras que la zona verde es el área donde se plantan los pies de *Zostera noltii*.

4.2.2.2. Tratamiento Control

El tratamiento control mantiene la misma configuración central que el tratamiento Hug, con 48 trasplantes individuales de *Zostera noltii* dispuestos en una malla de 4 filas por 12 columnas, pero sin el anillo externo de núcleos (cores).

De este modo, se evalúa el comportamiento de los brotes sin el efecto protector del “abrazo vegetal”. Se han instalado cuatro parcelas control, ubicadas contiguamente a las parcelas Hug para asegurar condiciones ambientales similares. La disposición espacial sigue una alternancia secuencial: Hug 1 – Control 1 – Hug 2 – Control 2, y así sucesivamente.

4.2.2.3. Tratamiento Zona no intervenida

Este tratamiento consiste en áreas sin intervención directa, es decir, sin ningún tipo de plantación. Se utiliza como referencia de fondo ambiental, permitiendo comparar los datos con zonas sin influencia de la manipulación experimental.

Se han seleccionado dos zonas exteriores, situadas en las inmediaciones del área experimental:

- Una próxima a la parcela Hug 1.
- Otra próxima a la parcela Control 4.

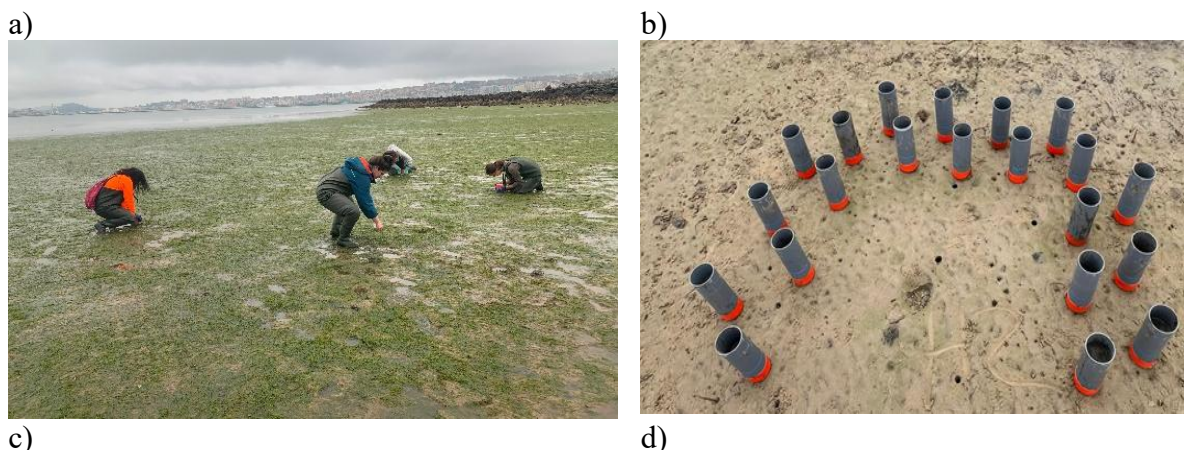
4.2.3. Configuración del experimento

A modo de resumen de las distintas salidas al campo estas se organizaron en dos jornadas dedicadas a la instalación del experimento y ocho jornadas de monitoreo, llevadas a cabo entre mayo y julio de 2025, siempre en las horas próximas a la bajamar (Tabla 3).

Tabla 3. Resumen salidas de campo con la fecha de salida, la hora de la bajamar ese día, el coeficiente de marea y lo que se llevó a cabo ese día (hitos)

Fecha	Hora de bajamar	Coeficiente 0H	Hitos
26-06-2025	10:26	96	Primera instalación
18-06-2025	16:30	59	Segunda instalación
09-07-2025	10:30	67	Primer seguimiento, Sediment Pins y yesos
11-07-2025	11:45	77	Medir Sediment Pins, recogida yesos
24-07-2025	10:55	84	Segundo seguimiento
06-08-2025	9:28	59	Tercer seguimiento, puesta de yesos
08-08-2025	10:50	80	Recogida de yesos
22-08-2025	10:45	87	Cuarto seguimiento, puesta yesos
26-08-2025	13:08	88	Recogida yesos
27-08-2025	13:41	72	Recogida sedimento con jeringuillas

Durante la primera campaña de trabajo de campo, el 26 de mayo 2025, se llevó a cabo la recolección en la zona de Pedreña de los cores (núcleos), en el intermareal bajo, aprovechando una bajamar en una zona con elevada densidad de haces. En total se extrajeron 84 cores de *Zostera noltii*, con un diámetro de 10,5 cm. Para la extracción se seleccionaron ejemplares con alta frondosidad. Se levantaban ligeramente las hojas para evitar daños y, a continuación, se introducía el corer hasta una profundidad aproximada de 30 cm. Previamente, las hojas de *Zostera noltii* eran alineadas verticalmente (“peinadas”) para facilitar la inserción del tubo. Una vez introducido el corer hasta la marca de los 30 cm, se coloca una tapa de vacío para asegurar la cohesión del sedimento y evitar que se muevan los cores. Los núcleos obtenidos se almacenaron en bandejas rígidas para su transporte a la zona de estudio, ubicada en el estuario de Oyambre. La Figura 18 muestra como fue la evolución de la instalación de los cores.





*Figura 18. Proceso de trabajo para la configuración experimental de los Hug: a) Recogida en Pedreña de los corer de *Z. noltii* para crear los Hug. b) Disposición previa de los corer de *Z. noltii* en forma de Hug antes de su instalación. c) instalación de los corer para formar uno de los Hug. d) Disposición final de un Hug*

Ya en la zona de estudio, los núcleos se dispusieron siguiendo el diseño experimental. Se pusieron siguiendo la distribución geográfica de la Figura 19.

La segunda fase de la instalación se realizó el 18 de junio, en este caso se plantaron los pies de *Zostera noltii*.

Capítulo V. Vigilancia del diseño experimental

5.3. Introducción

Con el fin de evaluar la efectividad de los tratamientos y analizar la evolución del ecosistema tras la plantación, se diseñó un protocolo de seguimiento dividido en diferentes indicadores de observación: caracterización fisicoquímica del sedimento y tasas de sedimentación, monitorización hidrodinámica e indicadores de crecimiento y biocenosis de *Zostera noltii*. La localización donde se encuentran los diferentes tratamientos está representada en la Figura 19.



Figura 19. Localización detallada en Oyambre de dónde se localizan los tratamientos Hug, Control y Zona exterior.

5.4. Materiales y métodos: indicadores de observación

5.4.1. Caracterización de la biocenosis

La caracterización de la comunidad biológica se llevó a cabo mediante un conjunto de parámetros básicos con el objetivo de conocer la evolución del entorno biológico asociado a los tratamientos (Hug, Control y Zona exterior).

Los parámetros básicos que se tuvieron en cuenta fueron: presencia de especies móviles, rastros de invertebrados bentónicos y cobertura de macroalgas.

La presencia de especies móviles se realizó mediante muestreo visual. Previamente se realizó un reconocimiento de las especies de invertebrados de la zona para facilitar su identificación *in situ*. En el campo, las especies fueron identificadas de manera aproximada, mientras que el conteo de individuos se efectuó con mayor detalle, registrando los ejemplares observados tanto antes como durante la aproximación a las parcelas. La especie más representativa en el área de estudio fue el cangrejo verde *Carcinus maenas* (WoRMS Editorial Board, 2025).

Los rastros de invertebrados bentónicos, como se observa en la Figura 20, corresponden a distintas marcas producidas por la actividad de diversas especies de invertebrados que habitan el sedimento. Estos organismos generan estructuras de bioerosión o trazas bioerosivas al remover de manera mecánica o química parte del sustrato, tales como marcas de fijación, icatrices, cavidades, galerías y rastros. Diversos estudios han demostrado que estas relaciones epibentónicas incrementan la diversidad y la riqueza en los fondos blandos (Romero et al., 2017).

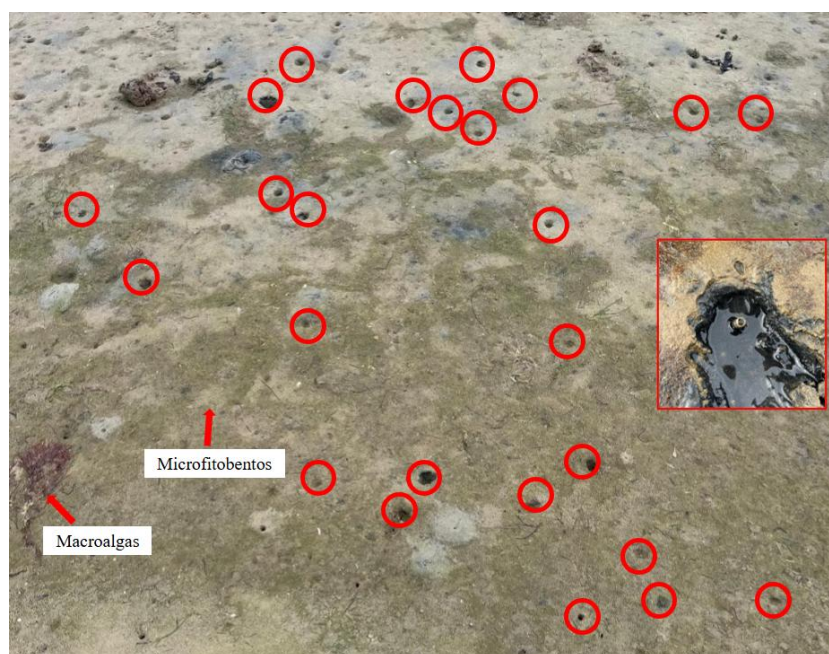


Figura 20. Imagen tomada en campo donde se aprecian los rastros de invertebrados bentónicos, las macroalgas y microfitobentos. Ampliado está uno de los invertebrados que realiza estas marcas.

Para el conteo de las marcas se utilizó una cuadrícula de 50 × 50 cm dividida en 25 cuadrados (Figura 21). En la zona de tratamiento, además, se contabilizaron los depósitos fecales de poliquetos.



Figura 21. Cuadrícula empleada para determinar la cobertura, mide 50 x 50 cm y tiene 25 cuadrados

La cobertura de macroalgas también se evaluó utilizando una cuadrícula de 50 × 50 cm, subdividida en 25 × 25 cuadrados.

5.4.2. Caracterización del crecimiento

Para evaluar el desarrollo de las plantas trasplantadas, se establecieron dos grupos de indicadores, diferenciando entre los cores del tratamiento Hug y los trasplantes individuales de haces de *Z. noltii* (pies).

En el caso de los cores, se analizaron los 21 cores por parcela Hug, contabilizando los cores vivos, considerados como tales cuando presentaban plántulas vivas y con una densidad adecuada (Figura 22).

Con respecto a los haces trasplantados, en cada visita se evaluó: 1) por un lado, la supervivencia de los 48 haces trasplantados en cada réplica (Hug) y zona control, mediante el conteo de los haces vivos y; 2) por otro, se estimó semi-cuantitativamente la cobertura de haces las subcuadrículas de 100 cm² (10x10 cm) presentes en un área de 2500 cm² (50 × 50 cm).



Figura 22. Core en buen estado, con floración. (Hug 4)

5.4.3. Caracterización hidrodinámica

Para evaluar la hidrodinámica de la zona, se utilizaron yesos (Clog Cards en inglés), que consisten en cubos de este que se dejan en el sedimento aproximadamente dos días y posteriormente se calcula el porcentaje de peso perdido.

Los yesos se fabricaron con yeso convencional siguiendo las recomendaciones del fabricante, en una proporción de 1,5 partes de agua por 1 parte de yeso. Los cubos se fijaron a una base rígida y, antes de su instalación, se secaron en estufa a 60 °C durante dos días y se pesaron.

En el campo, se colocaron tres yesos por tratamiento, en la parte central (Figura 23). Transcurridos los dos días, se recogieron y se enjuagaron dos veces con agua para eliminar sedimento superficial. Una vez en el laboratorio, se retiró el exceso de arena o restos orgánicos adheridos a la base, evitando tocar el yeso. Posteriormente, se secaron nuevamente en la estufa a 60 °C durante dos días para luego pesarlos y determinar el porcentaje de peso perdido (Figura 24).



Figura 23. Disposición de los yesos en el campo



Figura 24. Procesado de los yesos

5.4.4. Caracterización fisicoquímica del sedimento y tasa de sedimentación

La caracterización fisicoquímica del sedimento se realizó analizando las muestras granulométricas. Estas se recogieron mediante jeringuillas adaptadas como mini-cores, un total de 24 jeringuillas fueron extraídas, 3 por tratamiento. Para su extracción se introducía la jeringuilla hasta su tope, después se tapaba con el émbolo para que hiciera vacío y así poder extraer la jeringuilla, después se cubría con un poco de Parafilm y gomas como se puede ver en la Figura 25.

Se tomaron tres muestras por tratamiento, delante y detrás de los Hugs, y de manera aleatoria en los controles. De cada muestra se procesaron los 4 cm más próximos al émbolo, correspondientes a los 4 cm de sedimento más superficial, como se muestra en la Figura 25. Se realizaron dos muestreos: el 26 de mayo el 27 de agosto. Aunque normalmente este tipo de seguimiento se realiza a largo plazo, se decidió acortar el período debido a que la zona se considera hidrodinámicamente activa.



Figura 25. Jeringuillas con sedimento, con la marca de los centímetros que se analizaron.

Para el procesamiento, las muestras se descongelaron y se separaron en dos capas: 0-2 cm y 2-4 cm. Se midió el peso húmedo y el peso seco tras dejar las muestras en estufa durante 48 horas a 60 °C (Figura 26). Posteriormente, estas muestras se utilizarían para el proyecto general ya que en los dos meses que duró esta vigilancia no se obtuvieron datos de estas relevantes como puede ser el porcentaje de arenas o materia orgánica.



Figura 26. Procesado de las muestras de sedimento tomadas con las jeringuillas una vez pasadas las 48h de secado en la estufa.

La tasa de sedimentación se midió utilizando *Sediment Pins* (Figura 27a), varillas de metal que se clavan verticalmente en el sedimento con ayuda de dos niveladores y una maza, dejando aproximadamente 30 cm fuera del sedimento (Figura 27b). La instalación se realizó el 9 de julio y se dejaron asentar durante dos días para el 11 de julio. Las mediciones se realizaron tomando la primera mirando hacia el canal y los siguientes sumandos 90° cada vez (Figura 27b)

El seguimiento se planteó para realizarse cada dos semanas; sin embargo, durante la visita del 24 de julio, la mayoría de los pines se habían arrancado o deformado (Figura 27c), lo que obligó a detener la medición.

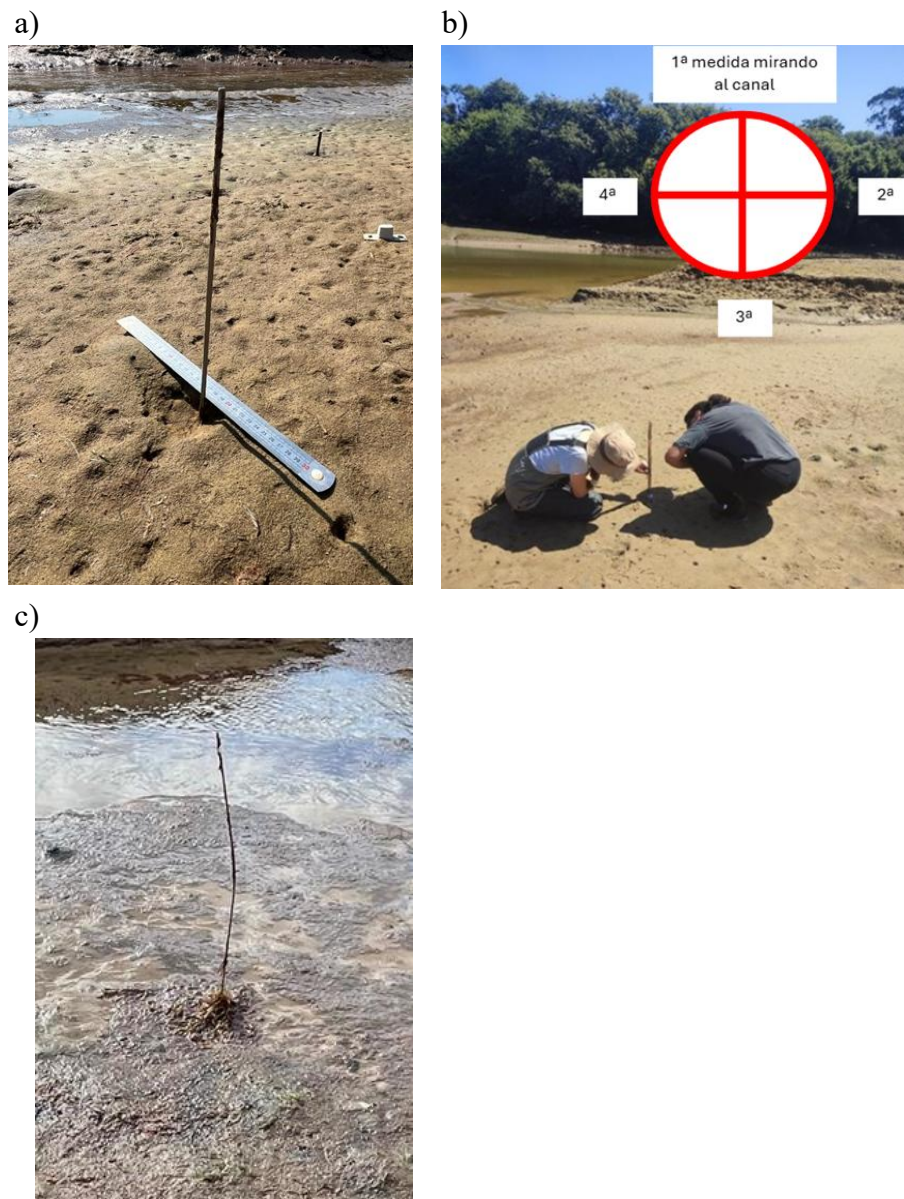


Figura 27. (a) Instalación de los Sediment Pins, (b) Sediment Pin ya instalado, en el círculo se muestra cómo se siguieron las cuatro medidas (c) Sediment pin deformado

5.4.5. Análisis de los datos

En todos los experimentos se trabajó con cuatro tratamientos Hug, sus correspondientes controles y zonas exteriores 1 y 2. Para cada variable medida (hidrodinámica: % de peso perdido; crecimiento: número de cores, número de pies y cobertura), se verificaron previamente los supuestos de normalidad de los residuales mediante el test de Shapiro–Wilk y de homogeneidad de varianzas mediante el test de Levene, utilizando R.

Cuando ambos supuestos se cumplían, se aplicó ANOVA de un factor, seguido de comparaciones post-hoc con Tukey para identificar diferencias entre tratamientos o zonas. En los casos en los que alguno de los supuestos de normalidad no se cumplía, se aplicaron pruebas no paramétricas: Wilcoxon para comparaciones pareadas o Kruskal–Wallis para comparaciones múltiples, con ajuste de comparaciones post-hoc mediante Dunn cuando fue necesario. Las tablas de los resultados estadísticos se encuentran en el Anexo.

5.5. Resultados de la vigilancia

5.5.1. Caracterización de la biocenosis

Para la caracterización de la biocenosis se emplean las variables ya descritas de presencia de especies móviles (N.º de Especies), los rastros de invertebrados bentónicos (Cobertura Marcas), el número de depósitos fecales que estos crean (Depósitos fecales) y la cobertura de macroalgas (Cobertura algas). La escala temporal de dos meses no justifica el análisis temporal de los datos de biocenosis, ya que los organismos presentan movimientos estacionales y consideramos que dos meses no son un período suficiente.

En un primer análisis de los datos de presencia de especies móviles se aprecia que entre Hug 3 y Control 3, Hug 4 y Control 4, así como entre Zona Exterior 1 y 2, parecen existir diferencias (Figura 28). El análisis estadístico mediante ANOVA confirma diferencias significativas entre Hug 3 y Control 3 ($p = 0.024$), observándose un mayor número de especies móviles en Hug 3 respecto a su control.

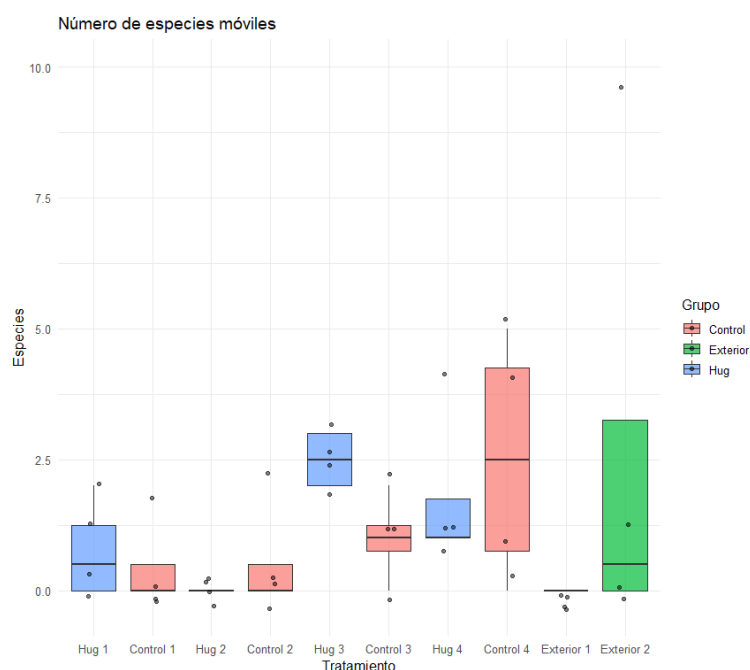


Figura 28. Boxplot del número de especies móviles por tratamiento. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times IQR$, en

este caso no hay en todos los datos debido. Los puntos corresponden a los valores individuales de cada réplica. El color de las cajas diferencia los grupos experimentales: Hug (azul claro), Control (rojo claro) y Exterior (verde claro).

Los rastros de invertebrados bentónicos presentan valores muy similares entre Hug y Control, aunque se aprecia una tendencia a un mayor número de marcas en los controles (Figura 29). Sin embargo, el análisis estadístico no revela diferencias significativas entre ambos grupos.

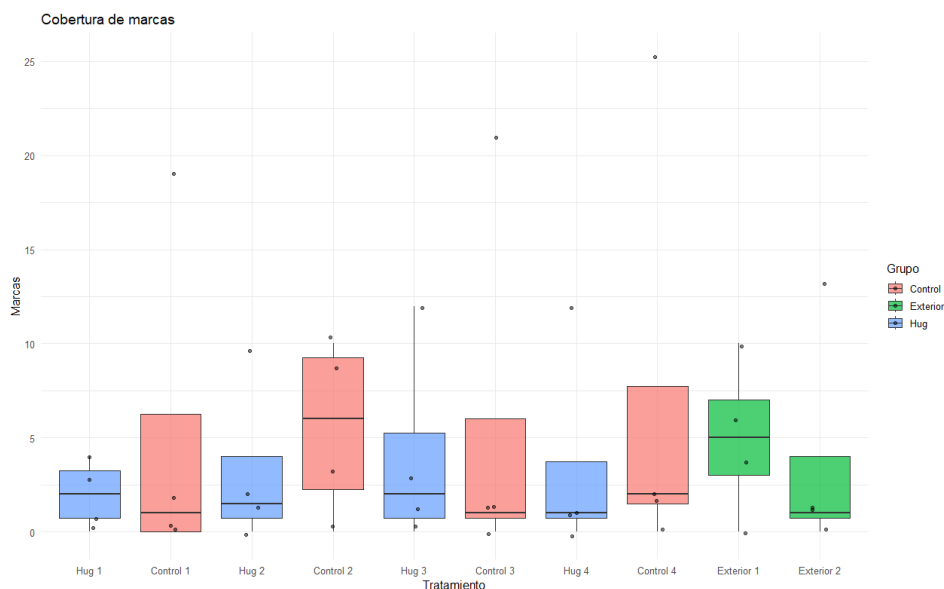


Figura 29. Boxplot del número de la cobertura de marcas de invertebrados bentónicos por tratamiento. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times IQR$, en este caso no hay en todos los datos. Los puntos corresponden a los valores individuales de cada réplica. El color de las cajas diferencia los grupos experimentales: Hug (azul claro), Control (rojo claro) y Exterior (verde claro).

En relación con los depósitos fecales, Hug 2 presenta un menor número de depósitos en comparación con Control 2 (Figura 30), diferencia que resulta estadísticamente significativa ($p = 0.0084$).

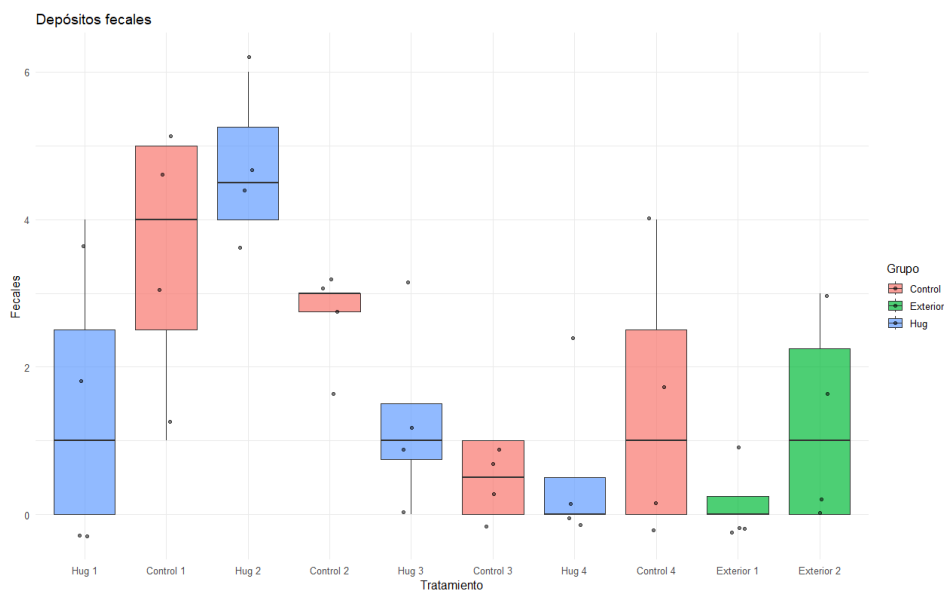


Figura 30. Boxplot del número de depósitos fecales de invertebrados bentónicos por tratamiento. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times IQR$, en este caso no hay en todos los datos. Los puntos corresponden a los valores individuales de cada réplica. El color de las cajas diferencia los grupos experimentales: Hug (azul claro), Control (rojo claro) y Exterior (verde claro).

La cobertura de algas se mantiene relativamente uniforme entre los distintos tratamientos, a excepción de Hug 4, donde se observa una mayor cobertura en comparación con Control 4 (Figura 31). No obstante, el análisis estadístico no muestra diferencias significativas entre tratamientos.

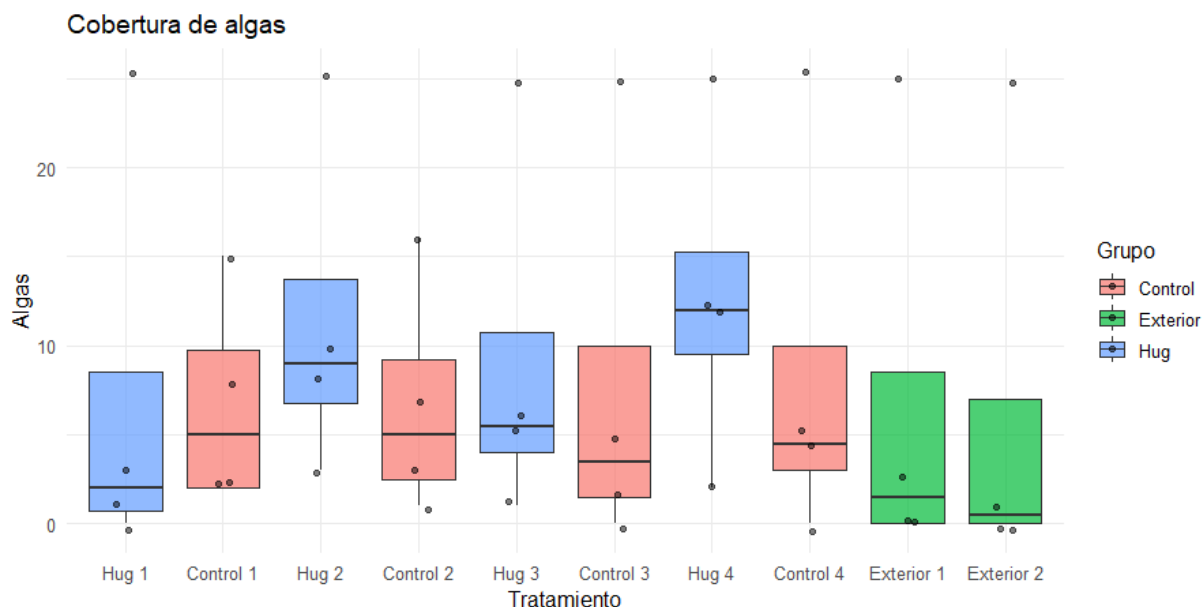


Figura 31. Boxplot de la cobertura de algas por tratamiento. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times IQR$, en este caso no hay en todos los datos. Los puntos corresponden a los valores individuales de cada réplica. El color de las cajas diferencia los grupos experimentales: Hug (azul claro), Control (rojo claro) y Exterior (verde claro).

5.3.1. Caracterización del Crecimiento

Para el crecimiento se utilizaron los datos de número de cores vivos de los Hugs (N.º de cores) y el número de haces vivos (N.º de pies) y su cobertura (Cobertura).

En una primera visualización se observa que hay más números de pies en los Controles 3 y 4 y que es el Hug 4 el que más cores vivos mantiene (Figura 32a). Hug 1 presentó una diferencia significativa frente a su control correspondiente ($p = 0.0315$), con mayor número de pies en el Hug 1. Respecto a la cobertura, Hug 1 mostró diferencias significativas frente a Control 1 ($p = 0.000855$), con mayor cobertura en Hug 1 (Figura 32b).

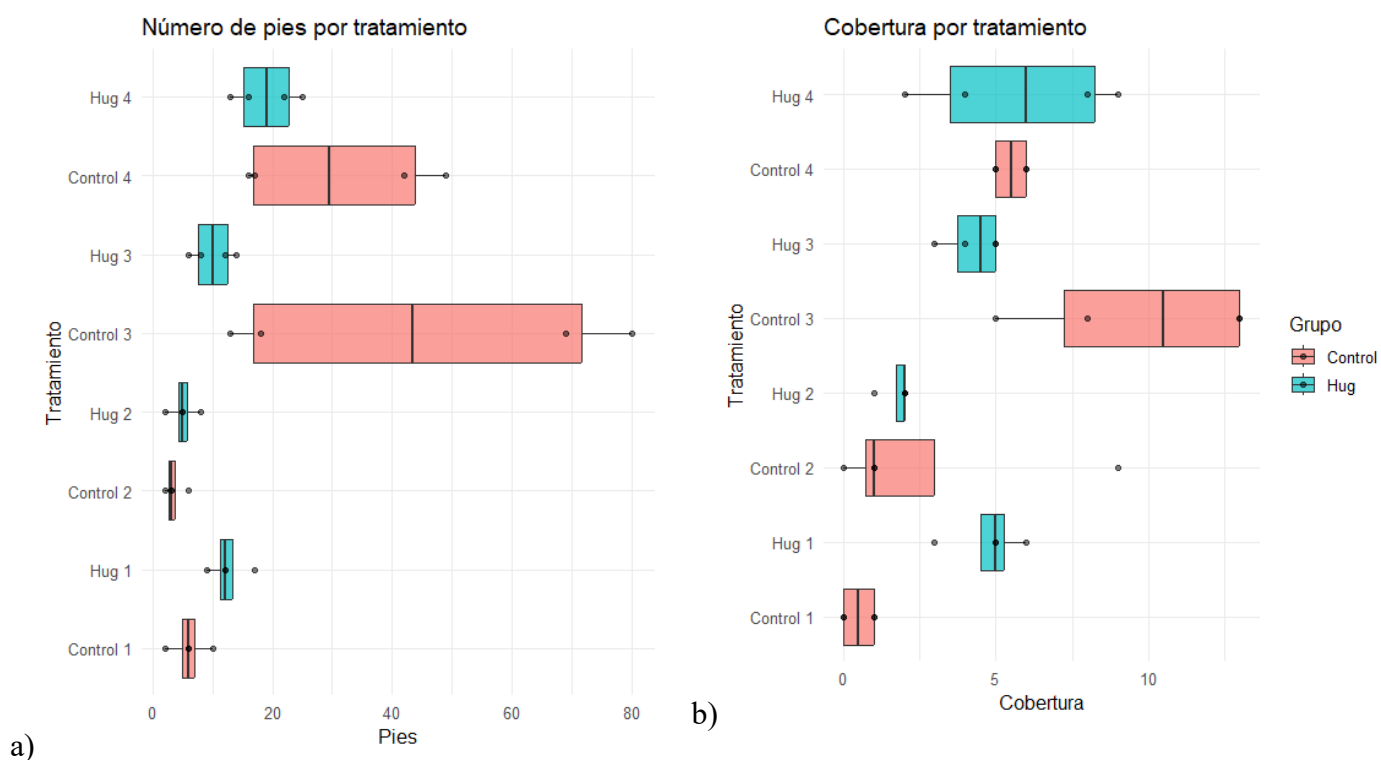


Figura 32. Boxplots. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times IQR$, (a) representa la variación de número de pies por tratamiento, (b) la cobertura por tratamiento. En color

El análisis Kruskal-Wallis del número de cores en los tratamientos Hug mostró diferencias significativas entre tratamientos ($p = 0.0092$). Comparaciones post-hoc muestran que la diferencia más destacable se produjo entre Hug 2 y Hug 4 ($p = 0.006$), siendo Hug 4 el que mayor número de cores tuvo (Figura 33).

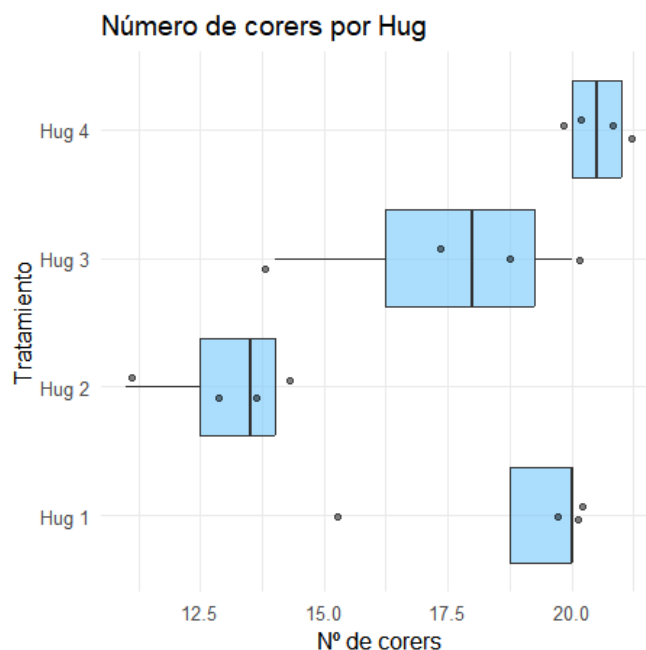


Figura 33. Boxplot. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times IQR$. Se muestran los datos, de la distribución del número de cores, este solo se sigue en tratamientos Hug ya que los tratamientos Control no tienen cores.

El análisis temporal se realizó evaluando la evolución de cada variable (Cores, Pies y Cobertura) en función de la fecha de muestreo y ninguna mostró diferencias significativas entre fechas (Figura 34).

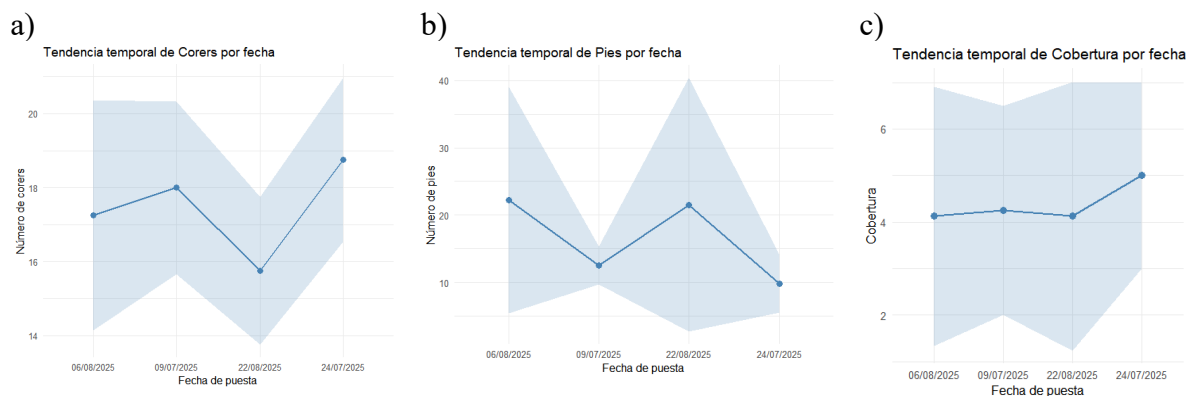


Figura 34. Representación gráfica tras los estadísticos de la evolución temporal para (a) cores, (b) número de pies y (c) cobertura. Para la representación, se generaron líneas de tendencia conectando las medias de cada fecha con un intervalo de confianza del 95%

5.3.2. Hidrodinámica: % de peso perdido de los yesos

Los datos espaciales representados en la Figura 34. muestran que la mayor pérdida de peso se produjo en la Zona Exterior 1. Además, se observa un patrón progresivo en el que la pérdida disminuye gradualmente desde Control 1 y su correspondiente Hug 1 —donde la reducción fue más acusada— hasta Control 4 y Hug 4, donde la pérdida fue menor.

El análisis post-hoc reveló que la diferencia más significativa es entre la Zona Exterior 1 y Hug 4 ($p < 0.001$). No se vieron diferencias entre los grupos Hug con sus controles respectivos (Hug 1 vs Control 1, Hug 2 vs Control 2, Hug 3 vs Control 3 y Hug 4 vs Control 4), por el contrario, el par Exterior 1 vs Exterior 2 presentó diferencias altamente significativas ($p = 0.0007$) (Figura 35).

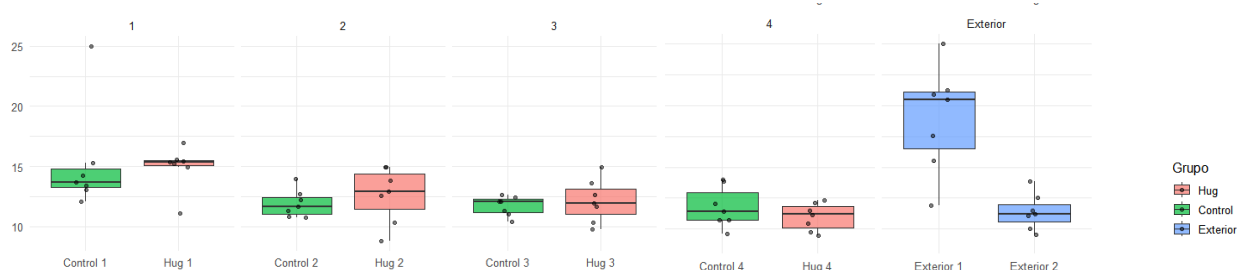


Figura 35. BoxPlot, comparación en pares del tratamiento Hug con su Control y las zonas exteriores. En rojo está el tratamiento Hug, en verde el tratamiento Control y en azul el tratamiento Exterior. En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times IQR$.

A continuación, se hizo una comparación entre dos zonas. La Zona 1, que incluye Hug 1, Control 1, Hug 2 y Control 2; Y la Zona 2, que incluye Hug 3, Control 3, Hug 4 y Control 4.

El resultado fue significativo ($p = 0.00085$), indicando que la Zona 1 y la Zona 2 difieren en porcentaje de peso perdido (Figura 36) y que la Zona 1 es más hidrodinámica que la Zona 2.

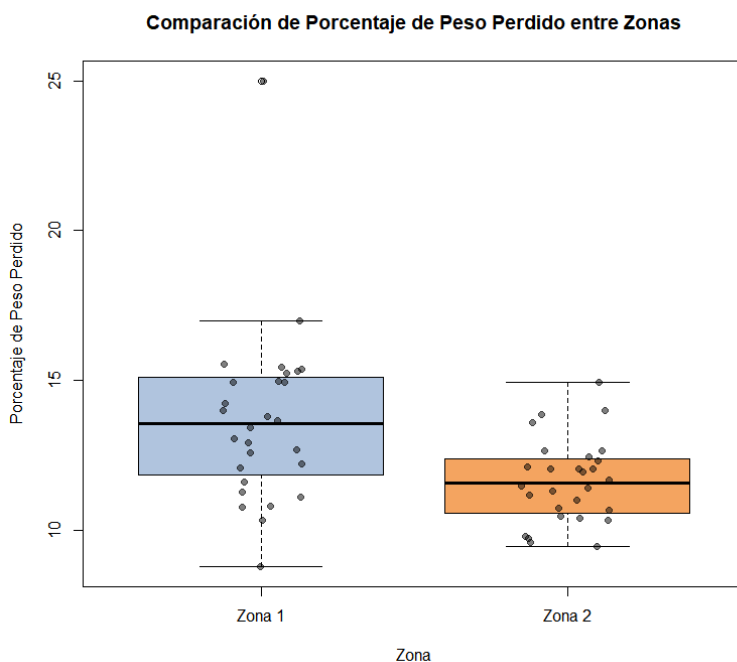


Figura 36. Box plot entre Zona 1 representada en azul claro (que incluye Hug 1, Control 1, Hug 2 y Control 2) y Zona 2 representada en naranja claro (que incluye Hug 3, Control 3, Hug 4 y Control 4). En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times IQR$.

Para evaluar efectos temporales, se utilizó la fecha de puesta como referencia, agrupando los yesos según la fecha en que se colocaron: 9 de julio, 6 de agosto y 22 de agosto de 2025 (Tabla 3). El número de réplicas por fecha fue 10, 30 y 30, respectivamente.

La pérdida de peso de los yesos varía entre fechas ($p = 0.0035$), siendo mayor en el mes de agosto (Figura 37).

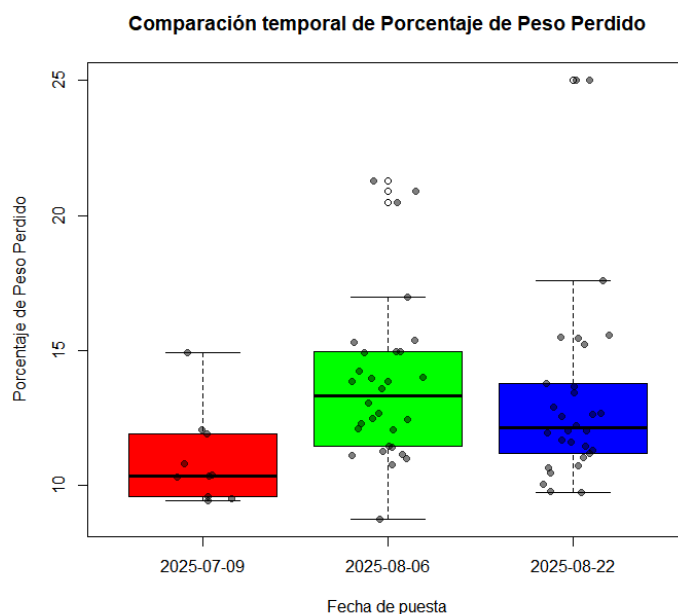


Figura 37. Box plot de los datos de % de peso perdido de los yesos por fechas tras los estadísticos.). En cada caja se representa la mediana (línea central), el rango intercuartílico (caja), y los bigotes que indican la dispersión de los datos según $1,5 \times IQR$.

Capítulo VI. Conclusiones

El diseño, la planificación y la ejecución del experimento fueron llevados a cabo aplicando herramientas que garantizaran la solidez del trabajo.

El estudio de idoneidad del estuario de Oyambre (Capítulo III), permitió identificar que variables clave como la granulometría, la profundidad y la radiación PAR, resultan determinantes para la presencia y el crecimiento de la especie *Zostera noltii*.

La actuación de restauración ambiental (Capítulo IV) puso en evidencia que la decisión de instalar los experimentos en una zona de baja probabilidad según el modelo abre nuevas perspectivas a plantearse otro tipo de cuestiones, como cuáles son los límites ecológicos de *Zostera noltii* o validar la robustez del modelo. Además, restaurar zonas de baja probabilidad y conocer los límites ecológicos es interesante en un contexto en el que las zonas óptimas ya están ocupadas o en mal estado.

La vigilancia del diseño experimental (Capítulo V) no mostró diferencias entre Hug y Control, lo que sugiere que el método empleado no generó un efecto claro en el establecimiento de la especie en el periodo analizado. En biocenosis encontramos diferencias entre Hug 3 y Control 3 en especies móviles, en Hug 2 y control 2 en depósitos fecales y entre Hug 4 y Control 4 en la cobertura de macroalgas. Con respecto al crecimiento para número de pies como para la cobertura, se observaron diferencias solo entre los tratamientos Hug 1 y Control 1. Para el estado de los cores de los Hug todos difirieron entre sí siendo, siendo el Hug 4 el que mayor número de pies y cobertura presentaba. Temporalmente no se observó ningún efecto significativo. Finalmente, en hidrodinámica se observaron diferencias entre la zona más externa (Hug 1, Control 1, Hug 2 y Control 2) y la más interna (Hug 3, Control 3, Hug 4 y Control 4). Temporalmente no se observan diferencias significativas, siendo agosto el mes con condiciones hidrodinámicas más fuertes, lo cual está relacionado con variables climáticas externas al experimento.

Lo que sí se detectó fue que las zonas con mayor hidrodinámica presentaron un crecimiento más limitado, lo que apunta a que las condiciones hidrodinámicas locales pueden haber influido en la supervivencia y desarrollo de las plántulas. A su vez, las zonas más hidrodinámicas coincidieron con aquellas menos favorables para el desarrollo de la especie según el modelo de distribución, lo que refuerza la robustez del modelo. Este resultado pone en evidencia la importancia de considerar esta variable predictiva en futuros modelos de distribución de especies, dado el papel crítico que tiene en la presencia y crecimiento de la especie.

Cabe destacar que el seguimiento del experimento se extendió únicamente durante dos meses, un periodo corto en relación con los tiempos de respuesta habituales de las praderas de fanerógamas marinas. Es posible que la ausencia de diferencias claras entre tratamientos se deba en parte a esta limitación temporal, por lo que sería recomendable prolongar el monitoreo en futuros trabajos para valorar la eficacia del método a medio y largo plazo.

En resumen, este trabajo demuestra que la combinación de modelos de distribución de especies y experimentación en campo es una herramienta valiosa para avanzar en la restauración de fanerógamas marinas. Aunque los resultados iniciales no mostraron un éxito claro en el establecimiento, el enfoque adoptado permite explorar los límites ecológicos de *Zostera noltii* y evaluar la robustez de los modelos predictivos, aportando aprendizajes para diseñar estrategias de restauración más eficaces y adaptativas en el futuro.

Bibliografía

- Agudo Toyos, P., Medina Santamaría, R., & Castanedo Bárcena, S. (2013). *Estudio de la evolución morfológica de los canales mareales de la Ría de la Rabia tras las obras de recuperación y restauración ambiental* [Universidad de Cantabria].
<http://www.ihcantabria.com/es/personal-ih/item/554-pablo-agudo>
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232.
- Ayyadevara, V. K. (2018). Gradient boosting machine. In *Pro machine learning algorithms: A hands-on approach to implementing algorithms in python and R* (pp. 117–134). Springer.
- Borum, J., & Greve, T. M. (2004). The four European seagrass species. *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management*, 1.
- Bouma, T. J., Vries, M. B. De., Low, E., Kusters, L., Herman, P. M. J., Tánčzos, I. C., Temmerman, S., Hesselink, A., Meire, P., & Regenmortel, S. van. (2005). Flow hydrodynamics on a mudflat and in salt marsh vegetation: identifying general relationships for habitat characterisations. *Hydrobiologia*, 540(1), 259–274.
<https://doi.org/10.1007/s10750-004-7149-0>
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32.
- Casaban Padrino, D. (2019). *Cambios históricos en los sumideros de carbono de marismas intermareales asociados a impactos humanos en el estuario de Oyambre*.
- de la Riva, E. R. (1987). Oyambre, espacio natural. *Cantárida: [Revista Mensual de Cabezón y Comarca]*, 53, 12–14.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57.
- Fonseca, M. S. (1998). *Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters* (Issue 12). US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration
- 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. *Nature Geoscience*, 5(7), 505–509. <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>
- Gamble, C., Glover, A., Debney, A., Bertelli, C., Green, B., Hendy, I., Lilley, R., Nuuttila, H., Potouroglou, M., & Ragazzola, F. (2021). *Seagrass restoration handbook: UK and Ireland*.

- Gobierno de Cantabria. (2011). *Tomo I Memoria del plano marco de gestión de los espacios acuáticos continentales de la Red Natura 2000 en Cantabria*.
- Gordon, D. M. (1996). Status of seagrass restoration: review of international literature. *Western Australia*.
- Griffiths, L. L., Connolly, R. M., & Brown, C. J. (2020). Critical gaps in seagrass protection reveal the need to address multiple pressures and cumulative impacts. *Ocean & Coastal Management*, 183, 104946.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104946>
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., & Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 6(1), 7615. <https://doi.org/10.1038/ncomms8615>
- Hanley, J. A., & McNeil, B. J. (1982). The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143(1), 29–36.
- Hensel, E., Patrick, C. J., Wilson, S. J., Song, B., Reay, W. G., & Orth, R. J. (2024). Incorporating generalist seagrasses enhances habitat restoration in a changing environment. *Journal of Applied Ecology*, 61(6), 1469–1480.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.14643>
- Holmer, M., & Bondgaard, E. J. (2001). Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. *Aquatic Botany*, 70(1), 29–38. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00142-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00142-X)
- Ignacio, A., Carrero, H., Autores, O., Morris, E., Vergara, J., Santos, C., Villazán, B., Peralta, G., Olivé, I., Brun, F., Garcia-Marin, P., Lara, M., & Pérez-Lloréns, J. (2010). *Praderas de fanerógamas marinas en la bahía de Cádiz: conservación y gestión*.
- Loriente, E. (1974). SOBRE LA VEGETACIÓN DE LAS CLASES ZOSTERETEA Y SPARTINETEA MARITIMAE DE SANTANDER. In *Anal. Inst. Bot. Cavanilles* (Vol. 31).
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., Kidwell, S. M., Kirby, M. X., Peterson, C. H., & Jackson, J. B. C. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312(5781), 1806–1809.
- McCullagh, P. (2019). *Generalized linear models*. Routledge.
- Merow, C., Smith, M. J., & Silander Jr, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058–1069.
- Myers, R. L., & Ewel, J. J. (1990). *Ecosystems of Florida*.

- Paling, E. I., Fonseca, M., Van Katwijk, M. M., & Van Keulen, M. (2009). Costal wetlands: an integrated ecosystem approach. In *Costal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Elsevier B.V.
- Peralta, G., Pérez-Lloréns, J. L., Hernández, I., Brun, F., Vergara, J. J., Bartual, A., Gálvez, J. A., & García, C. M. (2000). Morphological and physiological differences between two morphotypes of *Zostera noltii* Hornem. from the south-western Iberian Peninsula. *Helgoland Marine Research*, 54(2), 80–86. <https://doi.org/10.1007/s101520050005>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3–4), 231–259.
- PRADERA. (2019). *Análisis histórico del área de distribución de Zostera Noltei en el Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia*.
- Proyecto SimuLit. (2025). *Datos del estuario de Oyambre*. Programa ThinkInAzul, financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación con fondos de la European Union NextGeneration EU (PRTR-C17.I1) y por la Comunidad de Cantabria.
- Rivas Mantecon, M. V. (1992). *Evolución reciente y estado actual del litoral cantabro oriental*. Universidad de Murcia.
- Romero, M. V., Schejter, L., & Bremec, C. S. (2017). *Epibiosis y bioerosión en invertebrados bentónicos marinos*.
- Suykerbuyk, W., Govers, L. L., Van Oven, W. G., Giesen, K., Giesen, W. B. J. T., de Jong, D. J., Bouma, T. J., & van Katwijk, M. M. (2018a). Living in the intertidal: desiccation and shading reduce seagrass growth, but high salinity or population of origin have no additional effect. *PeerJ*, 6, e5234.
- Thuiller, W., Georges, D., Engler, R., Breiner, F., Georges, M. D., & Thuiller, C. W. (2016). Package ‘biomod2.’ *Species Distribution Modeling within an Ensemble Forecasting Framework*, 10, 1587–1600.
- United Nations. (2015). *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development*. United Nations.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2019). *UN Decade on Ecosystem Restoration 2021–2030*. United Nations Environment Programme.
- Valdez, S. R., Zhang, Y. S., van der Heide, T., Vanderkluft, M. A., Tarquinio, F., Orth, R. J., & Silliman, B. R. (2020). Positive Ecological Interactions and the Success of Seagrass Restoration. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 7). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00091>
- van Katwijk, M. M., Thorhaug, A., Marbà, N., Orth, R. J., Duarte, C. M., Kendrick, G. A., Althuizen, I. H. J., Balestri, E., Bernard, G., & Cambridge, M. L. (2016). Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 567–578.

- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>
- WoRMS Editorial Board. (2025). *World Register of Marine Species*. Retrieved September 10, 2025, from <https://www.marinespecies.org>
- Zenone, A., Badalamenti, F., Alagna, A., Gorb, S. N., & Infantes, E. (2022). Assessing Tolerance to the Hydrodynamic Exposure of *Posidonia oceanica* Seedlings Anchored to Rocky Substrates. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.788448>

Anexo

Caracterización de la biocenosis

Especies móviles

--- Hug 1 vs Control 1 ---

Test usado: Wilcoxon

p normalidad: 0.02

p Levene: 0.67

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data: Especies by Tratamiento

W = 6.5, p-value = 0.7389

alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

--- Hug 2 vs Control 2 ---

Test usado: Wilcoxon

p normalidad: 0.00267

p Levene: 0.356

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data: Especies by Tratamiento

W = 10, p-value = 0.4533

alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

--- Hug 3 vs Control 3 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.857

p Levene: 1

Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)

Tratamiento 1 4.5 4.5 9 0.024 *

Residuals 6 3.0 0.5

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

contrast estimate SE df t.ratio p.value

Control 3 - Hug 3 -1.5 0.5 6 -3.000 0.0240

--- Hug 4 vs Control 4 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.25

p Levene: 0.171

Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)

Tratamiento 1 1.125 1.125 0.284 0.613

Residuals 6 23.750 3.958

contrast estimate SE df t.ratio p.value

Control 4 - Hug 4 0.75 1.41 6 0.533 0.6131

--- Exterior 1 vs Exterior 2 ---

Test usado: Wilcoxon

p normalidad: 0.00604

p Levene: 0.267

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data: Especies by Tratamiento

W = 4, p-value = 0.1859

alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

Marcas de invertebrados bentónicos =====

--- Hug 1 vs Control 1 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.227

p Levene: 0.364

Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)

Tratamiento 1 0.00172 0.00172 0.065 0.808

Residuals 6 0.16000 0.02667

contrast estimate SE df t.ratio p.value

Control 1 - Hug 1 0.0293 0.115 6 0.254 0.8080

--- Hug 2 vs Control 2 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.818

p Levene: 0.727

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tratamiento	1	0.0070	0.007004	0.348	0.577
Residuals	6	0.1207	0.020113		

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Control 2 - Hug 2	0.0592	0.1	6	0.590	0.5766

--- Hug 3 vs Control 3 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.142

p Levene: 0.907

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tratamiento	1	0.00029	0.00029	0.009	0.928
Residuals	6	0.19918	0.03320		

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Control 3 - Hug 3	0.0121	0.129	6	0.094	0.9283

--- Hug 4 vs Control 4 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.108

p Levene: 0.708

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tratamiento	1	0.00802	0.00802	0.219	0.656
Residuals	6	0.21990	0.03665		

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Control 4 - Hug 4	0.0633	0.135	6	0.468	0.6564

--- Exterior 1 vs Exterior 2 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.954

p Levene: 0.998

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tratamiento	1	0.00507	0.005069	0.23	0.648
Residuals	6	0.13199	0.021999		

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Exterior 1 - Exterior 2	0.0503	0.105	6	0.480	0.6482

Montículos Fecales

--- Hug 1 vs Control 1 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.183

p Levene: 0.13

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tratamiento	1	0.01824	0.018243	2.621	0.157
Residuals	6	0.04177	0.006961		

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Control 1 - Hug 1	0.0955	0.059	6	1.619	0.1566

--- Hug 2 vs Control 2 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.193

p Levene: 0.366

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Tratamiento	1	0.005594	0.005594	14.9	0.00836 **
Residuals	6	0.002252	0.000375		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
----------	----------	----	----	---------	---------

Control 2 - Hug 2 -0.0529 0.0137 6 -3.860 0.0084

--- Hug 3 vs Control 3 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.631

p Levene: 0.807

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
--	----	--------	---------	---------	--------

Tratamiento	1	0.003788	0.003788	0.896	0.38
-------------	---	----------	----------	-------	------

Residuals	6	0.025358	0.004226		
-----------	---	----------	----------	--	--

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
----------	----------	----	----	---------	---------

Control 3 - Hug 3	-0.0435	0.046	6	-0.947	0.3803
-------------------	---------	-------	---	--------	--------

--- Hug 4 vs Control 4 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.0999

p Levene: 0.239

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
--	----	--------	---------	---------	--------

Tratamiento	1	0.00507	0.005068	0.656	0.449
-------------	---	---------	----------	-------	-------

Residuals	6	0.04632	0.007721		
-----------	---	---------	----------	--	--

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
----------	----------	----	----	---------	---------

Control 4 - Hug 4	0.0503	0.0621	6	0.810	0.4488
-------------------	--------	--------	---	-------	--------

--- Exterior 1 vs Exterior 2 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.152

p Levene: 0.0861

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
--	----	--------	---------	---------	--------

Tratamiento	1	0.00582	0.005822	1.058	0.343
-------------	---	---------	----------	-------	-------

Residuals	6	0.03300	0.005501		
-----------	---	---------	----------	--	--

contrast	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
----------	----------	----	----	---------	---------

Exterior 1 - Exterior 2	-0.054	0.0524	6	-1.029	0.3433
-------------------------	--------	--------	---	--------	--------

Cobertura de Algas

Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)

Tratamiento 9 0.1305 0.01450 0.38 0.936

Residuals 30 1.1443 0.03814

Shapiro-Wilk normalidad residuales:

Shapiro-Wilk normality test

data: resid(modelo)

W = 0.91162, p-value = 0.00424

Levene homogeneidad:

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

Df F value Pr(>F)

group 9 0.1822 0.9945

30

Supuestos no cumplidos, Kruskal-Wallis:

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Algas by Tratamiento

Kruskal-Wallis chi-squared = 5.5279, df = 9, p-value = 0.7861

Dunn test (Holm) por pares:

Dunn (1964) Kruskal-Wallis multiple comparison

	p-values adjusted with the Holm method.	Comparison	Z	P.unadj	P.adj
1	Control 1 - Control 2	0.01524786	0.98783444	1.0000000	
2	Control 1 - Control 3	0.25921357	0.79547046	1.0000000	
3	Control 2 - Control 3	0.24396571	0.80725738	1.0000000	
4	Control 1 - Control 4	0.06099143	0.95136604	1.0000000	
5	Control 2 - Control 4	0.04574357	0.96351464	1.0000000	
6	Control 3 - Control 4	-0.19822214	0.84287127	1.0000000	

7	Control 1 - Exterior 1	0.68615356	0.49261628	1.00000000
8	Control 2 - Exterior 1	0.67090570	0.50228060	1.00000000
9	Control 3 - Exterior 1	0.42693999	0.66942304	1.00000000
10	Control 4 - Exterior 1	0.62516213	0.53186465	1.00000000
11	Control 1 - Exterior 2	0.93011927	0.35230934	1.00000000
12	Control 2 - Exterior 2	0.91487141	0.36025914	1.00000000
13	Control 3 - Exterior 2	0.67090570	0.50228060	1.00000000
14	Control 4 - Exterior 2	0.86912784	0.38477721	1.00000000
15	Exterior 1 - Exterior 2	0.24396571	0.80725738	1.00000000
16	Control 1 - Hug 1	0.51842713	0.60416029	1.00000000
17	Control 2 - Hug 1	0.50317928	0.61483823	1.00000000
18	Control 3 - Hug 1	0.25921357	0.79547046	1.00000000
19	Control 4 - Hug 1	0.45743571	0.64735791	1.00000000
20	Exterior 1 - Hug 1	-0.16772643	0.86679851	1.00000000
21	Exterior 2 - Hug 1	-0.41169213	0.68056509	1.00000000
22	Control 1 - Hug 2	-0.73189713	0.46423136	1.00000000
23	Control 2 - Hug 2	-0.74714499	0.45497605	1.00000000
24	Control 3 - Hug 2	-0.99111070	0.32163153	1.00000000
25	Control 4 - Hug 2	-0.79288856	0.42784276	1.00000000
26	Exterior 1 - Hug 2	-1.41805069	0.15617597	1.00000000
27	Exterior 2 - Hug 2	-1.66201640	0.09650949	1.00000000
28	Hug 1 - Hug 2	-1.25032426	0.21118112	1.00000000
29	Control 1 - Hug 3	-0.22871785	0.81908822	1.00000000
30	Control 2 - Hug 3	-0.24396571	0.80725738	1.00000000
31	Control 3 - Hug 3	-0.48793142	0.62559842	1.00000000
32	Control 4 - Hug 3	-0.28970928	0.77203866	1.00000000
33	Exterior 1 - Hug 3	-0.91487141	0.36025914	1.00000000
34	Exterior 2 - Hug 3	-1.15883712	0.24652258	1.00000000
35	Hug 1 - Hug 3	-0.74714499	0.45497605	1.00000000

36 Hug 2 - Hug 3 0.50317928 0.61483823 1.00000000
 37 Control 1 - Hug 4 -0.74714499 0.45497605 1.00000000
 38 Control 2 - Hug 4 -0.76239284 0.44582558 1.00000000
 39 Control 3 - Hug 4 -1.00635855 0.31424312 1.00000000
 40 Control 4 - Hug 4 -0.80813641 0.41901206 1.00000000
 41 Exterior 1 - Hug 4 -1.43329854 0.15177254 1.00000000
 42 Exterior 2 - Hug 4 -1.67726425 0.09349082 1.00000000
 43 Hug 1 - Hug 4 -1.26557212 0.20566631 1.00000000
 44 Hug 2 - Hug 4 -0.01524786 0.98783444 0.98783444
 45 Hug 3 - Hug 4 -0.51842713 0.60416029 1.00000000

Crecimiento

Numero de Pies (espacial)

--- Hug 1 vs Control 1 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.265

p Levene: 1

Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)

Tratamiento 1 84.5 84.50 7.8 0.0315 *

Residuals 6 65.0 10.83

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

contrast estimate SE df t.ratio p.value

Control 1 - Hug 1 -6.5 2.33 6 -2.793 0.0315

--- Hug 2 vs Control 2 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.517

p Levene: 0.67

Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)

Tratamiento 1 4.5 4.5 1 0.356

Residuals 6 27.0 4.5

contrast estimate SE df t.ratio p.value

Control 2 - Hug 2 -1.5 1.5 6 -1.000 0.3559

--- Hug 3 vs Control 3 ---

Test usado: Wilcoxon

p normalidad: 0.667

p Levene: 6.14e-05

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data: sub[[var]] by Tratamiento

W = 15, p-value = 0.0606

alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

--- Hug 4 vs Control 4 ---

Test usado: Wilcoxon

p normalidad: 0.822

p Levene: 0.00186

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data: sub[[var]] by Tratamiento

W = 11.5, p-value = 0.3836

alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

Cobertura de pies (espacial)

--- Hug 1 vs Control 1 ---

Test usado: ANOVA

p normalidad: 0.474

p Levene: 0.62

Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)

Tratamiento 1 36.12 36.12 37.7 0.000855 ***

Residuals 6 5.75 0.96

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

contrast estimate SE df t.ratio p.value

Control 1 - Hug 1 -4.25 0.692 6 -6.140 0.0009

--- Hug 2 vs Control 2 ---

Test usado: Wilcoxon

p normalidad: 0.0203

p Levene: 0.344

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data: sub[[var]] by Tratamiento

W = 5, p-value = 0.448

alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

--- Hug 3 vs Control 3 ---

Test usado: Wilcoxon

p normalidad: 0.631

p Levene: 0.0195

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data: sub[[var]] by Tratamiento

W = 15, p-value = 0.05301

alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

--- Hug 4 vs Control 4 ---

Test usado: Wilcoxon

p normalidad: 0.925

p Levene: 0.00333

Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data: sub[[var]] by Tratamiento

W = 8, p-value = 1

alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

Número de Hugs (espacial)

Shapiro-Wilk: 0.04435804

Levene: 0.5833996

Supuestos no cumplidos, Kruskal-Wallis:

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Corers by Tratamiento

Kruskal-Wallis chi-squared = 11.525, df = 3, p-value = 0.009199

Dunn (1964) Kruskal-Wallis multiple comparison				
p-values adjusted with the Holm method.	Comparison	Z	P.unadj	P.adj
1 Hug 1 - Hug 2	2.2581234	0.0239379698	0.119689849	
2 Hug 1 - Hug 3	0.7654655	0.4439943760	0.443994376	
3 Hug 2 - Hug 3	-1.4926578	0.1355267819	0.406580346	
4 Hug 1 - Hug 4	-1.0333785	0.3014268108	0.602853622	
5 Hug 2 - Hug 4	-3.2915018	0.0009965396	0.005979238	
6 Hug 3 - Hug 4	-1.7988440	0.0720433563	0.288173425	

Numero de Corers (temporal)

Shapiro-Wilk normalidad residuales: 0.178

Levene homogeneidad: 0.853

ANOVA adecuado:

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Fecha	3	19.69	6.562	0.524	0.674
Residuals	12	150.25	12.521		

16 observations deleted due to missingness

Tukey multiple comparisons of means

95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = form, data = df)

\$Fecha

	diff	lwr	upr	p adj
--	------	-----	-----	-------

09/07/2025-06/08/2025 0.75 -6.678435 8.178435 0.9901562
 22/08/2025-06/08/2025 -1.50 -8.928435 5.928435 0.9302603
 24/07/2025-06/08/2025 1.50 -5.928435 8.928435 0.9302603
 22/08/2025-09/07/2025 -2.25 -9.678435 5.178435 0.8054728
 24/07/2025-09/07/2025 0.75 -6.678435 8.178435 0.9901562
 24/07/2025-22/08/2025 3.00 -4.428435 10.428435 0.6389220

Numero de pies (temporal)

Shapiro-Wilk normalidad residuales: 0

Levene homogeneidad: 0.183

Supuestos no cumplidos, Kruskal-Wallis:

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Pies by Fecha

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.98944, df = 3, p-value = 0.8038

Dunn (1964) Kruskal-Wallis multiple comparison

p-values adjusted with the Holm method.	Comparison	Z	P.unadj	P.adj
1 06/08/2025 - 09/07/2025	-0.1736078	0.8621737	0.8621737	
2 06/08/2025 - 22/08/2025	0.3338612	0.7384843	1.0000000	
3 09/07/2025 - 22/08/2025	0.5074691	0.6118257	1.0000000	
4 06/08/2025 - 24/07/2025	0.7478491	0.4545512	1.0000000	
5 09/07/2025 - 24/07/2025	0.9214570	0.3568119	1.0000000	
6 22/08/2025 - 24/07/2025	0.4139879	0.6788830	1.0000000	

Cobertura de pies (temporal)

Shapiro-Wilk normalidad residuales: 0.01

Levene homogeneidad: 0.923

Supuestos no cumplidos, Kruskal-Wallis:

Kruskal-Wallis rank sum test

data: Cobertura by Fecha

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.87453, df = 3, p-value = 0.8316

Dunn (1964) Kruskal-Wallis multiple comparison

p-values adjusted with the Holm method.	Comparison	Z	P.unadj	P.adj
1 06/08/2025 - 09/07/2025	-0.30929498	0.7570971	1.0000000	
2 06/08/2025 - 22/08/2025	0.09413325	0.9250033	0.9250033	
3 09/07/2025 - 22/08/2025	0.40342823	0.6866332	1.0000000	
4 06/08/2025 - 24/07/2025	-0.75306604	0.4514102	1.0000000	
5 09/07/2025 - 24/07/2025	-0.44377106	0.6572081	1.0000000	
6 22/08/2025 - 24/07/2025	-0.84719929	0.3968840	1.0000000	