

**FACULTAD DE CIENCIAS**  
**GRADO EN CIENCIAS DEL MAR**  
**TRABAJO FIN DE GRADO**  
**CURSO ACADÉMICO [2017-2018]**

TÍTULO:

**EVOLUCIÓN Y ESTADO ACTUAL DE LAS PRADERAS DE *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE EN LA PROVINCIA DE ALICANTE (MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL)**

AUTOR:

**FABIO BLANCO MURILLO**

**Abstract:**

Seagrass meadows are ecosystems with a huge importance along coastal areas around the world and, in the case of the Mediterranean Sea, *Posidonia oceanica* is the meadow-former species of greater ecological relevance. This plant, endemic from the Mediterranean is an excellent bioindicator species because of its high sensibility to environmental perturbations and its slow growing rate. Due to this, *P. oceanica* is one of the Biological Quality Elements (BQE) which are used to evaluate the ecological status of ecosystems according to the Water Framework Directive. This European directive pretends to determine the ecological status of every marine ecosystem in all EU countries and, in case this status does not reach the state of “good”, recovering actions must be developed. The aim of this work is to observe how the meadow has evolved during the last years and to determine its actual status. To assess that, the meadow’s density (shoots/m<sup>2</sup>) and coverage (%) of the last 7 years have been analyzed in 6 stations at two depths, a shallow one at 5-8 meters and a deep one at 12-15 meters. Besides that, in the same stations and depths 9 variables have been measured to determine a modified version of an specific environmental quality index for this species, the POMI (*Posidonia oceanica* Multivariate Index), which until now has only been calculated at the deep station (12-15 m.). Results have revealed that the meadow does not suffer a general regression and also show that in the shallow stations density tends to be higher and coverage to be lower. The POMI has shown that meadows suffer different types of impacts depending on depth as in 4 out of 6 stations the shallower part shows a lower ecological quality ratio (EQR), reaching the status of “poor” in the shallow meadows of Cala Mina and Santa Pola. These results can be explained by considering that the meadow suffers different impacts at different depths, which proves that a slant is being made only evaluating the meadow at one depth. This work shows the importance of carrying out an multivariate meadow monitoring in an integral way including more than one value for depth.

**Key words:** *Posidonia oceanica*; environment monitoring; Water Framework Directive; western Mediterranean.

## **Resumen:**

Las praderas de fanerógamas son ecosistemas de enorme importancia en franjas litorales de todo el mundo y en el caso del mar Mediterráneo, *Posidonia oceanica* es la especie formadora de praderas con mayor relevancia ecológica. Esta planta, endémica del Mediterráneo, es una excelente especie bioindicadora gracias a su alta sensibilidad a las perturbaciones ambientales y a su lento crecimiento. Por ello, esta especie es uno de los elementos de calidad biológica (BQE) que se utilizan para evaluar el estado de los ecosistemas marinos de acuerdo con la Directiva Marco del Agua. Esta directiva europea busca determinar el estado de los ecosistemas marinos de todos los países pertenecientes a la UE y, en caso de que este estado no fuera calificado como “bueno”, se deberán iniciar medidas para su recuperación. El objetivo de este trabajo es observar cómo ha evolucionado en lo últimos año la pradera y determinar su estado actual a dos profundidades diferentes. Para ello se ha medido la evolución de la densidad (haces/m<sup>2</sup>) y la cobertura (%) de esta fanerógama en los últimos 7 años en 6 estaciones diferentes de la costa de Alicante y a dos profundidades, una somera a 5 – 8 metros y una profunda 12 – 15 metros. Además se han medido en estas mismas estaciones 9 variables diferentes para determinar una versión modificada de un índice de calidad ambiental específico para esta especie, el POMI (*Posidonia oceanica* Multivariate Index), que hasta ahora únicamente se había evaluado en las estaciones profundas (12 – 15 metros). Los resultados han relevado que no existe un proceso de regresión general de las praderas de *P. oceanica* y que las estaciones someras mantienen siempre valores superiores de densidad pero inferiores en cobertura. El POMI reveló que las praderas sufren distintos tipo de impactos según la profundidad, ya que en 4 de las 6 estaciones, el estado de calidad ecológico (EQR) fue menor en las fracciones someras, alcanzando el estado “pobre” en las estaciones someras de Cala Mina y Santa Pola. Estos resultados se deben a los diferentes impactos que sufre la pradera a diferentes profundidades, lo cual indica que se podría estar cometiendo un sesgo al evaluar la pradera a una única profundidad. En este trabajo se muestra la importancia de realizar un seguimiento multivariante de las praderas de forma integral incluyendo más de un único valor de profundidad.

**Key words:** *Posidonia oceanica*; monitoreo ambiental; Directiva Marco del Agua; Mediterráneo occidental.

## ÍNDICE:

<b>INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>5</b>
POSIDONIA OCEANICA: .....	5
ANTECEDENTES: .....	7
HIPÓTESIS Y OBJETIVOS: .....	9
<b>MATERIAL Y MÉTODOS:.....</b>	<b>10</b>
ZONA DE ESTUDIO:.....	10
EVOLUCIÓN TEMPORAL:.....	11
POMI: .....	11
ANÁLISIS ESTADÍSTICO: .....	15
CRONOGRAMA: .....	17
<b>RESULTADOS: .....</b>	<b>18</b>
EVOLUCIÓN TEMPORAL:.....	18
ESTUDIO DE LAS VARIABLES DEL POMI EN FUNCIÓN DE LA PROFUNDIDAD: .....	21
POMI: .....	22
<b>DISCUSIÓN:.....</b>	<b>26</b>
EVOLUCIÓN TEMPORAL:.....	26
RESULTADOS DEL POMI E IMPACTOS SOBRE LAS PRADERAS DE POSIDONIA OCEANICA:.....	27
MEDIDAS DE MITIGACIÓN DE IMPACTOS: .....	31
<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>32</b>
<b>CONCLUSIONS.....</b>	<b>32</b>
<b>AGRADECIMIENTOS: .....</b>	<b>33</b>
<b>REFERENCIAS: .....</b>	<b>33</b>

## INTRODUCCIÓN:

### *Posidonia oceanica*:

*Posidonia oceanica* (L.) Delile es una fanerógama marina endémica del Mediterráneo que puede encontrarse desde los 0.5 hasta los 40 metros de profundidad (Boudouresque, 1982). Esta planta presenta estructuras propias de las fanerógamas como raíces, tallo y hojas diferenciados, además de flores y frutos (Figura 1 y 2), lo cual la diferencia de las algas. Las hojas poseen una forma acintada y miden aproximadamente 1 cm de ancho y hasta 100 cm de largo creciendo desde el tallo o rizoma formando haces de entre 3 y 5 hojas (Sánchez-Lizaso, 1992).



Figura 1: Floración de *P. oceanica* (izquierda) y acumulación de frutos en la costa (derecha) en la Reserva Marina de Tabarca. Fuente: Felio Lozano Quijada.

*P. oceanica* tiene un ciclo de vida muy largo y un crecimiento lento en comparación con otras especies de macrófitos litorales del Mar Mediterráneo (Hemminga y Duarte, 2000). Este crecimiento se realiza a través de rizomas que pueden desarrollarse en dirección vertical (ortotropos) u horizontal (plagiotropos). La importancia de este tipo de crecimiento reside en que un mismo rizoma puede variar su dirección en función de las condiciones, creciendo en vertical en caso de alta sedimentación o falta de luz y en horizontal si las condiciones son propicias para que la pradera se siga extendiendo (Boudouresque *et al.*, 1984; Ruiz *et al.*, 2015). La reproducción es mayoritariamente asexual formando nuevos organismos clónicos por crecimiento vegetativo. Este crecimiento se lleva a cabo gracias a los rizomas plagiotropos, que se extienden sobre el sustrato y dan lugar a nuevos haces genéticamente idénticos (Ruiz *et al.*, 2015), generando un mismo organismo conectado por rizomas de crecimiento horizontal. Por otro lado, la reproducción sexual tiene un patrón irregular y parece estar condicionada por factores climáticos, como el aumento de la temperatura, de forma que la descendencia se desarrolle en zonas con condiciones más favorables (Ruiz *et al.*, 2017).

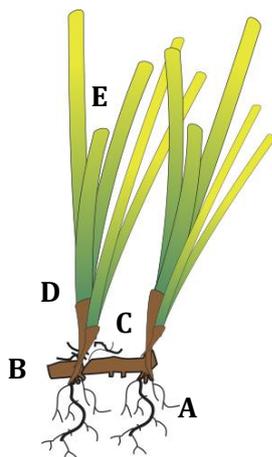


Figura 2: Estructura de los haces de *P. oceanica*. raíces (A), rizomas plagiotropos (B), rizomas ortotropos (C), lígula (D) y hojas (E).

Además de ser el principal productor primario de las praderas que forma, *P. oceanica* aporta una mayor complejidad estructural al medio creando una mayor diversidad de hábitats (Sánchez-Lizaso, 1995). La pradera ejerce como zona de protección para la ictiofauna, y por ello es empleada por una gran variedad de peces como área de cría y alevinaje (Mazella *et al.*, 1992), muchos de ellos de interés comercial (Jiménez *et al.*, 1996). Asociados a sus hojas y rizomas, aparecen distintos tipos de epífitos tanto autótrofos como heterótrofos, que varían en función de la estacionalidad (Terrados and Medina-Pons, 2011) y los cambios ambientales (Piazzi *et al.*, 2004). Además de ser una especie creadora de ecosistemas y de heterogeneidad ambiental, *P. oceanica* aporta una gran cantidad de producción primaria alcanzando los 650 gr C/m<sup>2</sup>·año (Sánchez-Lizaso, 1992) y, a su vez, es una importante fuente de oxígeno para las aguas costeras.

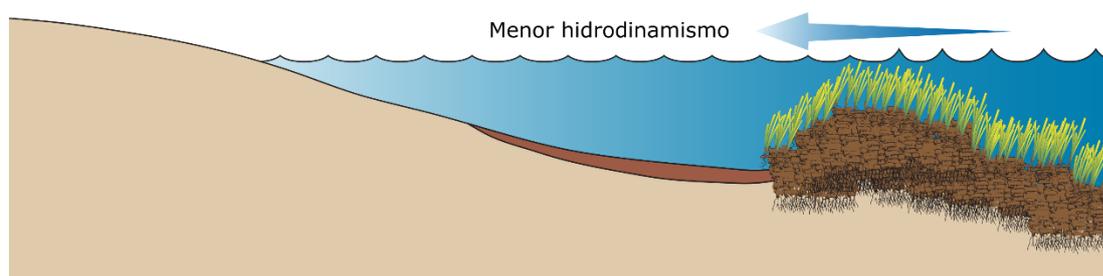


Figura 3: Arrecife barrera formado por los rizomas de *P. oceanica*.

Las praderas de *P. oceanica* cumplen también la función de regular el hidrodinamismo costero (Figura 3). Al crecer, las raíces y los rizomas forman estructuras denominadas arrecifes barrera que actúan como protección de la costa frente a los temporales y corrientes evitando la pérdida de sedimento de las playas (Vu *et al.*, 2017).

*P. oceanica* es también sensible a diferentes parámetros físico-químicos como la intensidad lumínica (Ruiz y Romero, 2001; González-Correa *et al.*, 2008), las altas tasas de sedimentación (Ruiz, 2000) y, especialmente, a la salinidad (Ruiz *et al.*, 2009; Marín-Guirao *et al.*, 2011; Fernández-Torquemada y Sánchez-Lizaso, 2005). Por todo esto *P. oceanica* ha mostrado ser altamente vulnerable ante perturbaciones de origen humano (Boudouresque *et al.*, 2009; González-Correa *et al.*, 2005) y, por tanto, una excelente especie bioindicadora a la hora de evaluar la calidad ambiental del medio marino infralitoral.

### **Antecedentes:**

La gran importancia y vulnerabilidad de esta especie han hecho que sea objeto de una gran cantidad de estudios, así como de medidas para su monitoreo y conservación (Ruiz *et al.*, 2015).

Las praderas de *P. oceanica* fueron declaradas hábitats prioritarios en la Unión Europea según la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) y están protegidas a nivel nacional por el Real Decreto 1193/1998 del 12 de junio. Tanto la especie como el ecosistema de pradera que forma están protegidos y son objeto de multitud de estudios debido a la gran importancia tanto ecológica como sedimentológica en el medio litoral mediterráneo. Actualmente en la Comunidad Valenciana un 62.6% de las praderas de fanerógamas se encuentran bajo diferentes niveles de protección como Parques Naturales, Lugares de Importancia Comunitaria, Reservas Marinas, etc. (Ruiz *et al.*, 2015).

Diversos estudios han mostrado que, debido a la acción antrópica, la mayor parte de las praderas de fanerógamas se encuentran en regresión (Riedl, 1986; Marbà *et al.*, 1996; WWF/Adena, 2000). Sin embargo, estudios más recientes señalan que se está produciendo un aumento de densidad y cobertura (Guillén *et al.*, 2013).

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) establece unos criterios para la evaluación de ecosistemas marinos con el fin de catalogar su estado y de esa forma establecer medidas de conservación. Para realizar esta evaluación se recurre a los denominados elementos de calidad biológica (BQE), que en aguas costeras pueden ser tanto invertebrados bentónicos (Borja *et al.*, 2000; Martí Chillón *et al.*, 2017), fitoplancton (Revilla *et al.*, 2009), macroalgas (Ballesteros *et al.*, 2007) y angiospermas (Romero *et al.*, 2007). Una vez elegido el BQE debe evaluarse su estado ecológico y representarlo en una escala de 0 al 1. Esta escala es lo que se conoce como ratio de calidad ecológica (EQR) y permite evaluar de forma comparativa los diferentes ecosistemas y así conocer

su estado. *Posidonia oceanica* fue seleccionada como el BQE más representativo para los fondos litorales del Mediterráneo Occidental (MedGIG, 2007) debido a su alta sensibilidad a las perturbaciones antrópicas (Ruiz y Romero, 2003), a su amplia distribución en la zona de estudio (Procaccini *et al.*, 2003) y su ampliamente estudiada biología y ecología (Romero *et al.*, 2007).

Para la evaluación del estado de las praderas de *P.oceanica* se han desarrollado multitud de análisis basados en diferentes descriptores (Pergent-Martini *et al.*, 2005; Sánchez-Poveda, 1996) y es de gran importancia que los resultados de estos análisis sean comparables.

En 2007 Romero *et al.* presentaron un índice multivariante aplicado a la *Posidonia oceanica* (POMI) con el fin de definir un EQR que permita evaluar y comparar los ecosistemas de pradera formados por esta especie y de esa forma conocer su estado y la evolución. Los sistemas de clasificación del estado ecológico de las praderas facilitan la toma de medidas para la evaluación y el monitoreo de las diferentes estaciones (Moreno *et al.*, 2001), además este índice ha demostrado tener una alta sensibilidad a los impactos ambientales (López y Royo *et al.*, 2010) y permite evaluar y comparar este tipo de ecosistemas a lo largo del Mediterráneo (Mascaró *et al.*, 2012). Este análisis se ha realizado de forma estandarizada a 15 metros de profundidad para que las praderas analizadas fueran comparables (Romero *et al.*, 2007).

El POMI presentado por Romero *et al.* (2007) contenía originalmente 21 variables, sin embargo en el caso de las praderas de la Comunidad Valenciana, Torquemada estableció que el 95% de la variabilidad del estado de la pradera era representado por 9 descriptores principales: Cobertura (%), mata muerta (%), densidad (haces/m<sup>2</sup>), rizomas plagiotropos (%), enterramiento (cm), superficie foliar (cm<sup>2</sup>), necrosis (%), presión de herbivoría (%) y biomasa de epífitos (mg/cm<sup>2</sup>). Estas variables son las empleadas para este trabajo. Este índice es lo que en algunos artículos se ha denominado POMI valenciano y es el estándar que se emplea para la evaluación de praderas en la Comunidad Valenciana (Torquemada *et al.*, 2008).

La zona de estudio se encuentra dentro de la provincia de Alicante, que es la provincia con mayor superficie de pradera de *P. oceanica* de la Comunidad Valenciana y donde se ha detectado un mejor estado de conservación. En las provincias de Valencia y Castellón las praderas han sufrido una importante regresión en las últimas décadas debido a diversos impactos de origen antrópico que han dejado grandes superficies cubiertas por mata muerta donde ya no crece pradera (Ruiz *et al.*, 2015).

### Hipótesis y objetivos:

Utilizando los datos de cobertura y densidad de años anteriores, se ha analizado la evolución interanual de ambas variables. En este trabajo se mantiene la hipótesis propuesta por Guillén *et al.* (2013), en la que se defiende que no existe un proceso de regresión generalizada en las praderas de *P. oceanica*.

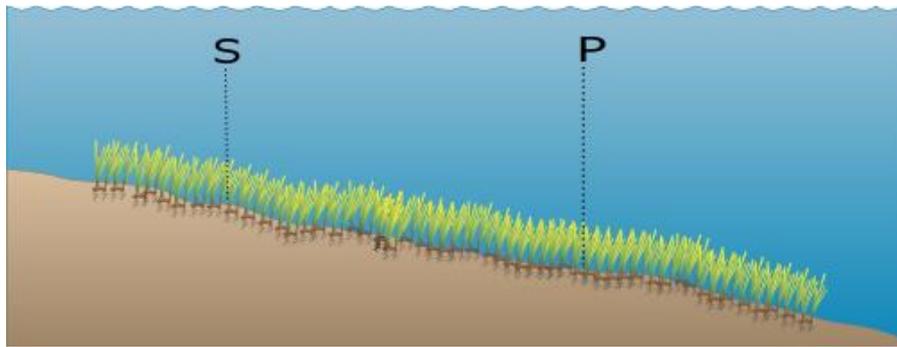


Figura 4: La profundidad estándar de muestreo a 12 – 15 metros (P) y profundidad añadida para este trabajo (S).

El seguimiento y evaluación de praderas de *P. oceanica* mediante el POMI se ha hecho de forma estandarizada a praderas de una profundidad de entre 12 y 15 metros (Romero *et al.*, 2007). En este estudio, además de evaluar el estado de pradera a esta profundidad, se ha analizado con el mismo procedimiento una parte más somera de la pradera, a 5 – 8 metros de profundidad (Figura 4). Esto se ha hecho con el fin de demostrar que un buen estado de pradera a 15 metros no implica un estado equivalente a menor profundidad. Además al contrario que otros análisis similares, el POMI no tiene en cuenta la profundidad como variable (López y Royo *et al.*, 2010) por lo que sería interesante observar cómo evoluciona este índice a diferentes profundidades. Dado que las praderas de fanerógamas que suelen sufrir en mayor medida regresión por parte de las actividades humanas son las que se encuentran a menor profundidad (Short *et al.*, 2011), se debe realizar una evaluación de las praderas a una menor profundidad para comprobar si existe un mayor impacto sobre dicha pradera.

Para ello se ha orientado el trabajo conforme a dos objetivos principales:

- Observar la evolución del estado general de la pradera a lo largo del tiempo continuando con la línea temporal iniciada por Guillén *et al.* (2013) utilizando los valores de densidad y cobertura desde el año 2011 hasta el 2017.
- Evaluar el estado actual de las praderas de las 6 estaciones tanto a 5 - 8 como a 12 – 15 metros y determinar si las estaciones someras poseen un EQR inferior que sus equivalentes más profundas y qué impactos pueden ocasionar estas diferencias.

## MATERIAL Y MÉTODOS:

### Zona de estudio:

La zona del estudio se ubica a lo largo de la línea de costa de la provincia de Alicante. Las estaciones seleccionadas fueron Cala Mina, Benidorm, El Campello, el Cabo de las Huertas, el Cabo de Santa Pola y el Cabo de la Nao en Tabarca (Figura 5). Las estaciones se marcaron mediante GPS de forma que las series anuales correspondan siempre a la misma zona. De esa manera se espera observar la evolución que ha sufrido esa pradera a lo largo del tiempo.



*Figura 5: Mapa de las estaciones de muestreo.*

En cada una de las estaciones se realizaron muestreos a dos profundidades: a 5 - 8 y a 12 - 15 metros. Las 6 estaciones se encuentran bajo diferentes niveles de protección. Cala Mina, El Campello, Cabo de las Huertas y el Cabo de Santa Pola están dentro de los denominados Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) mientras que Benidorm se encuentra dentro del Parque Natural de Serra Gelada y Tabarca es una reserva Marina de interés Pesquero.

### **Evolución temporal:**

Para determinar cómo ha evolucionado el estado de la pradera de forma general a lo largo del tiempo se han analizado los valores de densidad y cobertura pertenecientes a años anteriores (de 2011 a 2017, ambos inclusive). Estas dos variables se midieron directamente sobre la pradera en ambas profundidades en cada estación.

La toma de datos fue realizada en colaboración con el personal del Institut d'Ecologia Litoral dentro del proyecto POSIMED. Este proyecto amplía la capacidad de muestreo mediante un sistema de voluntariado previamente formado para realizar la recogida de muestras. Además los voluntarios son supervisados durante la toma de muestras. A pesar de que este sistema ha mostrado ser eficiente, supone un aumento de la variabilidad a causa de la diferencia de muestreadores en cada estación y año.

Para la medida de cobertura se realizaron 9 transectos de 25 metros en cada una de las estaciones mediante buceo con equipo autónomo. En cada uno de estos transectos se apuntó el porcentaje del mismo cubierto por pradera de *P. oceanica*. En el caso de la densidad, se emplearon cuadros metálicos de 40 x 40 centímetros y se contaron el número de haces (rizomas) para determinar posteriormente la densidad de haces por unidad de superficie. De igual forma se realizaron 9 réplicas en cada una de las estaciones en ambas profundidades.

En las estaciones de Cala Mina, Santa Pola y Nao no hay datos de cobertura y densidad del año 2012, esto se debe simplemente a problemas técnicos durante ese periodo de muestreo.

### **POMI:**

En cada una de las estaciones y profundidades se midieron las 9 variables seleccionadas para elaborar el POMI (Romero *et al.*, 2007) modificado según las indicaciones de Fernández Torquemada *et al.* (2008).

La cobertura, la densidad, la cantidad de mata muerta, el enterramiento y el porcentaje de rizomas plagiotropos se midieron directamente sobre la pradera, mientras que el porcentaje de herbivoría, necrosis, biomasa de epífitos y superficie foliar fueron procesadas en el laboratorio. Para los análisis en el laboratorio se recolectaron 9 haces al azar en cada punto de muestreo. Para ello se tomaron ciertas precauciones, como evitar la rotura de las hojas durante la recogida y que la toma de datos se realizara con la máxima brevedad posible para no alterar variables como la necrosis y la biomasa de epífitos.

Para la toma de muestras se recurrió al uso de equipos de buceo autónomo. Las inmersiones se realizaron por parejas, y cada pareja disponía del material necesario para realizar las mediciones. A la hora de comparar o analizar los resultados obtenidos, se debe tener en cuenta que los muestreos se realizaron durante primavera-verano ya que es la época en que *P. oceanica* posee sus mayores niveles de crecimiento.

Se realizó una inmersión en cada localidad y profundidad y se midieron las 9 variables previamente mencionadas:

Cobertura de *P. oceanica* y de mata muerta: se realizaron 9 transectos de forma aleatoria en cada uno de los puntos de muestreo y se determinó el porcentaje de pradera y de mata muerta (%). Cada transecto tenía una longitud de 25 metros y era medido con la ayuda de una cinta métrica (Figura 6). Para ello, un buceador extendía la cinta mientras otro anotaba los metros que correspondían a cada categoría. Se debía tener especial precaución ya que debido al máximo desarrollo de las hojas durante esta época, éstas podrían camuflar los parches de arena.



Figura 6: Buceador tomando datos de cobertura. Fuente: Institut d'Ecologia Litoral.

Densidad y porcentaje de rizomas plagiotropos: Se determinó el número de haces presentes en cuadros de muestreo de 40x40 cm. Se realizaron 9 réplicas aleatorias en cada uno de los puntos de muestreo. Para ello, cada pareja lanzaba un cuadro de muestreo de forma aleatoria sobre la pradera y procedían a su recuento (Figura 7). La densidad se expresó en haces/m<sup>2</sup> y la cantidad de rizomas plagiotropos en porcentaje.



Figura 7: Buceadores tomando datos de densidad. Fuente: Jaume Izquierdo Jordá.

Enterramiento: se midió la distancia desde la lígula al sedimento en centímetros empleando una cinta métrica. En caso de que el sedimento se encontrara por encima de la lígula el valor de enterramiento se anotaba en unidades negativas, mientras que si se encontraba por debajo, la variable tomaba valores positivos (Figura 8).

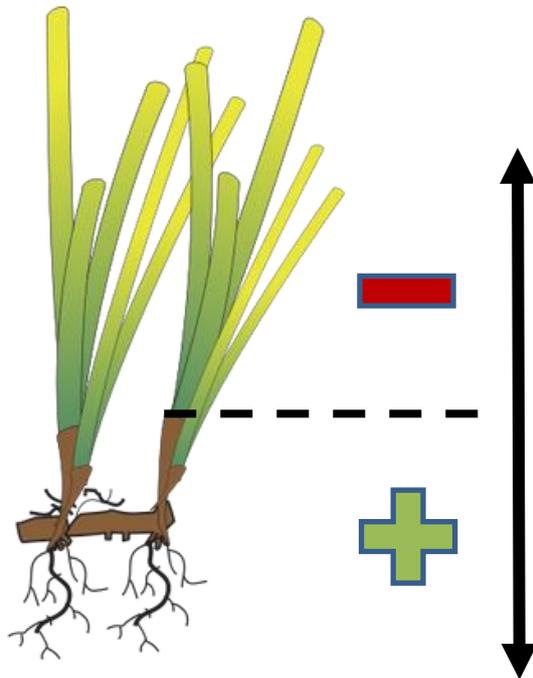


Figura 8: Esquema de la metodología para la medida del enterramiento.

Además de medir las variables mostradas anteriormente, durante la inmersión, los buceadores tomaron muestras aleatorias de haces de *P. oceanica* para su posterior análisis en el laboratorio. De cada haz recolectado se midieron las siguientes variables:

Superficie foliar: se midió la longitud y anchura de las hojas de cada haz y se estimó la superficie foliar total en  $\text{cm}^2/\text{haz}$  (Figura 9).

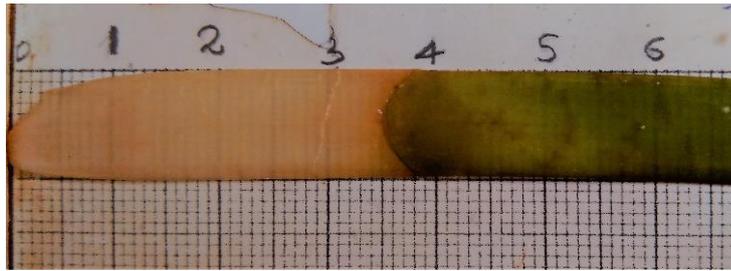


Figura 9: Método de medida de la superficie foliar

Superficie foliar necrosada: se determinó la superficie de las hojas afectadas por procesos de necrosis sobre la superficie total (Figura 10), expresada en porcentaje (%).

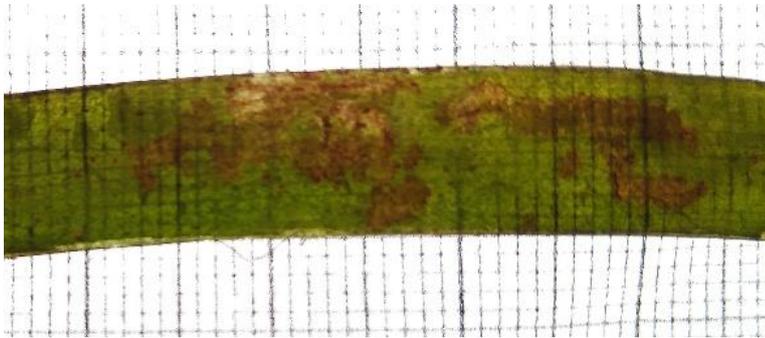


Figura 10: Medida de la superficie necrosada.

Presión de herbivoría: se calculó el número de hojas que presentaban mordeduras (%) en cada haz (Figura 11). Se tuvo especial cuidado en no confundir mordeduras (semicirculares) con roturas (amorfas).



Figura 11: Comparación de una hoja completa (arriba) y una con mordeduras (abajo).

Biomasa epifítica: se retiraron, con ayuda de una cuchilla, los organismos epífitos de todas las hojas de cada haz (Figura 12), se secaron en una estufa a 70°C durante 1 hora y se pesaron, expresando el resultado en miligramos de biomasa seca por cm<sup>2</sup> de superficie foliar. Para esta variable se tuvo especial precaución en no romper fragmentos de la hoja, ya que esa materia se pesaría junto con los epífitos añadiendo un error sistemático a las medidas.



Figura 12: Proceso de retirada de epifito de la hoja de *P. oceanica*.

### **Análisis estadístico:**

Para la evolución temporal de la densidad y la cobertura, para cada estación y profundidad se realizó una regresión lineal junto con un análisis de la varianza (ANOVA) para determinar si existía una relación entre la densidad y la cobertura con el tiempo. Previo al análisis se comprobaron los requisitos necesarios para su uso: la independencia de los datos, la normalidad, que se determinó gracias a un test de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de las varianzas calculada mediante un test de Barlett (Snedecor y Cochran, 1983).

Previo a realizar el POMI de cada una de las profundidades, se realizó un ANOVA sobre cada una de las variables utilizando como factor fijo la profundidad, para determinar cómo cambiaban los valores de cada una de ellas entre las estaciones someras y profundas. Al igual que en el apartado anterior, se comprobaron los requisitos de normalidad y homogeneidad de varianzas previo al análisis.

Para la determinación del estado actual de las praderas se realizó un análisis de componentes principales con los datos de las variables previamente normalizados (PCA) que permitió evaluar las diferentes estaciones y profundidades así como conocer el EQR de cada una de ellas. Para ello se añadieron dos estaciones virtuales, la mejor estación de referencia (BRS) y la peor estación de referencia (WRS) utilizando respectivamente los datos más y menos favorables para el estado de la pradera. De esa forma el estado de las demás estaciones se evaluaron de forma relativa en función de estas dos estaciones de referencia, cuanto más similares al BRS, mejor estado y cuanto más cercanas al WRS, peor estado de conservación. Al realizar el PCA, se obtuvieron unos valores representativos o SCORES para cada una de las muestras. Para calcular el EQR se utilizó un algoritmo definido por Romero *et al.* (2007) en el que se empleaba el SCORE de cada

estación ( $CI_x$ ) y los de las estaciones BRS ( $CI_{optimal}$ ) y WRS ( $CI_{worst}$ ) según la siguiente fórmula:

$$EQR = (CI_x - CI_{worst}) = (CI_{optimal} - CI_{worst})$$

El EQR es un índice que oscila entre el 0 y el 1, indicando un mejor estado ecológico cuanto mayor sea su valor. Una vez obtenido este índice y de acuerdo con las directrices de la Directiva Marco del Agua, para cada valor se asigna un estado de conservación: “Muy bueno”, “Bueno”, “Moderado”, “Pobre” y “Malo”.

Los valores de EQR que se asocian a cada uno de los estados de conservación previamente mencionados deben ajustarse a los criterios definidos por la Directiva Marco del Agua y en este caso se utilizaron los establecidos por Romero *et al.* (2007) con el fin de obtener resultados comparables con otros estudios que empleen una metodología similar.

En resumen, para los valores interanuales de cobertura y densidad se realizó una regresión y un ANOVA para observar la tendencia de estas variables a lo largo del tiempo y para el estado actual de la pradera se midieron las 9 variables y mediante un PCA se determinó un índice de calidad de la pradera que permitiría evaluar y comparar el estado de las praderas de *P. oceanica* en las 6 estaciones y a dos profundidades (Figura 13).

Los datos se trataron con el software estadístico R v3.3.2 utilizando el paquete sciplot para los ANOVAs y el PCA y se empleó el programa PRIMER 6 para obtener los SCORES utilizados para calcular el EQR.

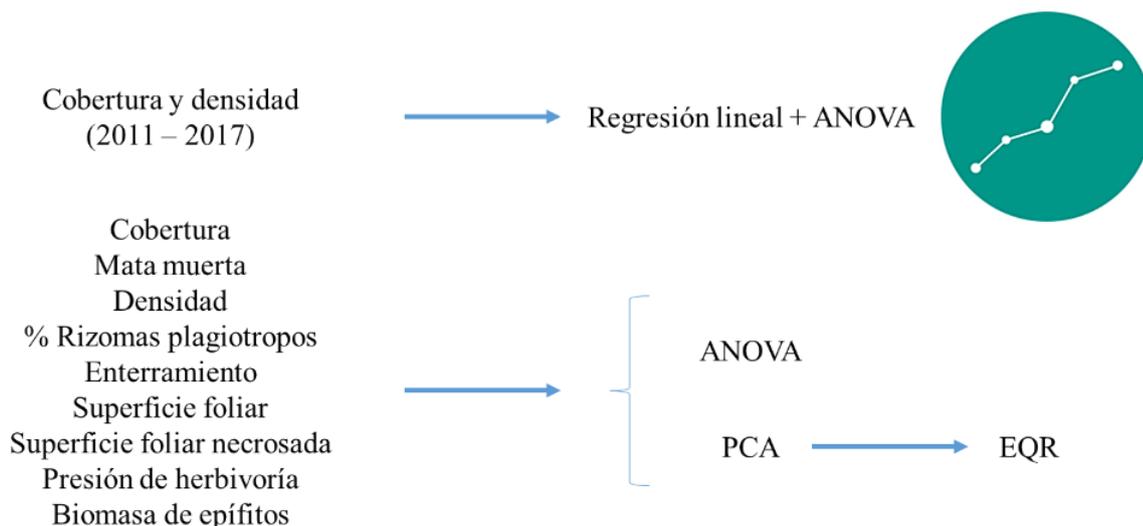


Figura 13: Resumen esquemático del material y métodos.

**Cronograma:**

Fase	Actividades	Enero				Febrero				Marzo				Abril				Mayo			
		S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
Documentación	Búsqueda bibliográfica	■	■	■	■	■	■														
	Adquisición de conocimientos estadísticos				■	■	■														
	Elaboración del diseño experimental					■	■	■	■	■											
Trabajo experimental	Muestreos										■	■	■	■	■						
	Trabajo de laboratorio											■	■	■	■	■	■				
Análisis de datos	Ordenación y tratamiento de datos									■	■	■	■								
	Análisis estadísticos												■	■	■	■					
	Elaboración de gráficas																■				
Redacción del trabajo	Introducción									■	■	■	■	■	■						
	Material y métodos											■	■	■	■	■	■	■	■		
	Resultados														■	■	■	■	■		
	Discusión																	■	■	■	■

Tabla 1: Cronograma de las distintas actividades llevadas a cabo para la realización de este trabajo representando las semanas desde el mes de enero

## RESULTADOS:

### Evolución temporal:

Observando la densidad (Figura 14), se observa una disminución inicial hasta el año 2014, aunque la tendencia global es ligeramente positiva, siendo los valores de las estaciones someras superiores a las profundas aunque el análisis indicaba que la regresión no era estadísticamente significativa.

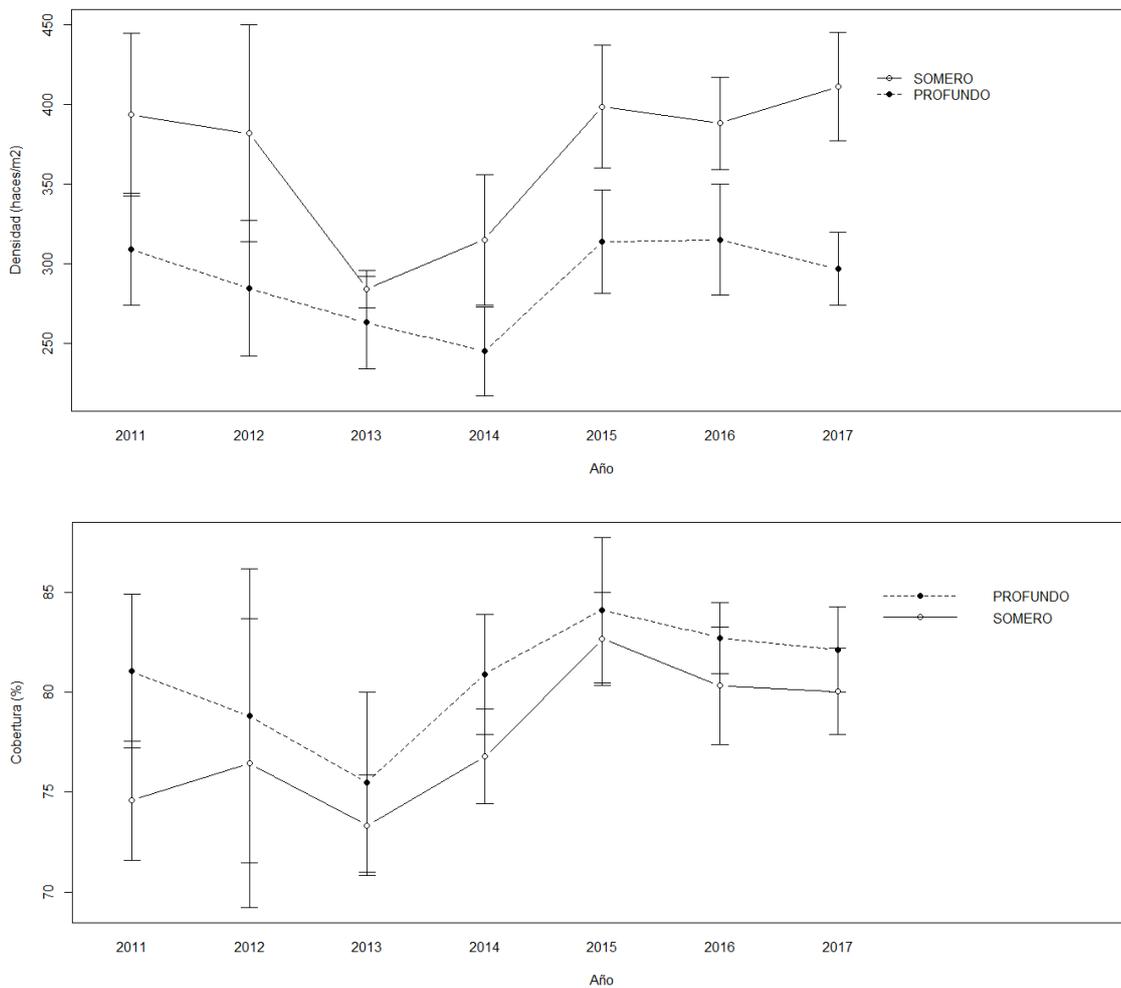


Figura 14: Evaluación de la densidad (arriba) y la cobertura (abajo) en función de la profundidad.

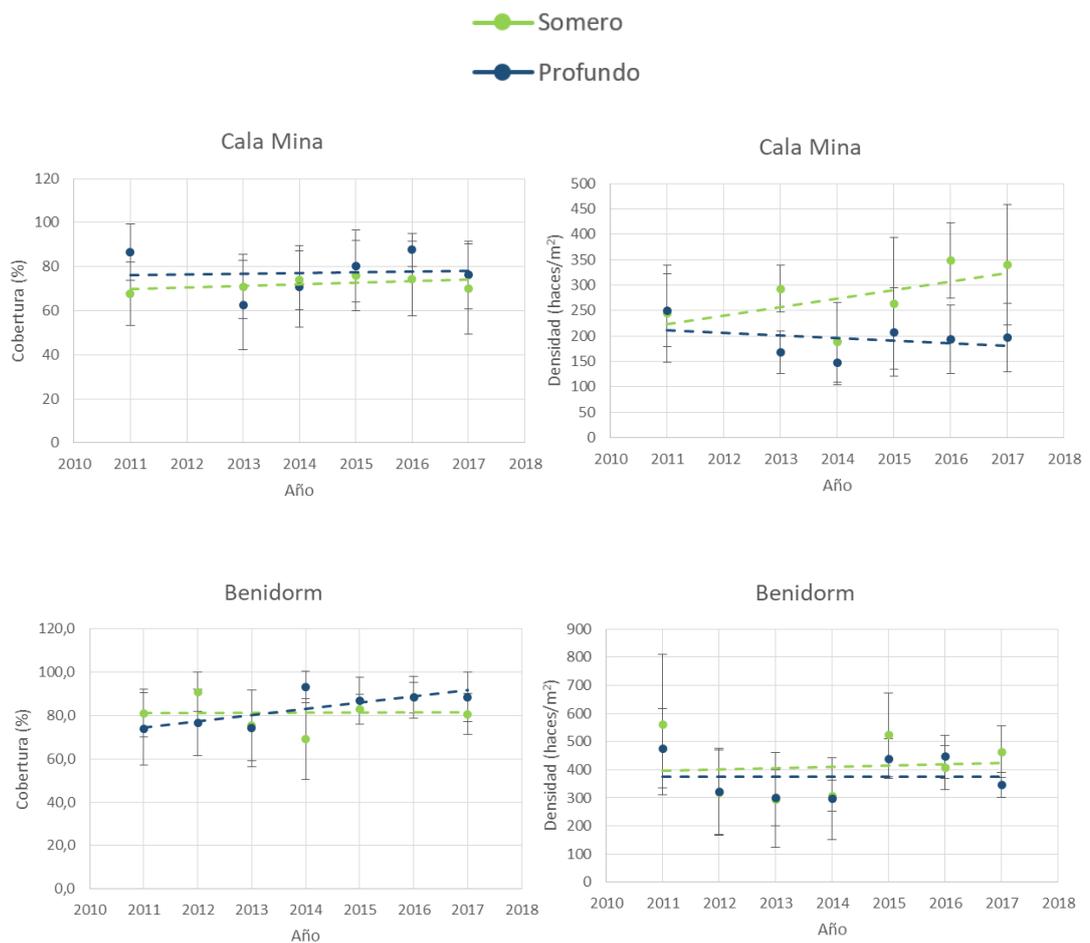
En cuanto a la cobertura (Figura 14), se ha determinado que la regresión en el caso de las estaciones someras es estadísticamente significativa y positiva, aunque al igual que en la densidad, hay una disminución inicial hasta el año 2013. Además se puede apreciar que los valores de las estaciones profundas mantienen valores superiores a los de sus equivalentes más someras. En ambos casos la tendencia a lo largo del tiempo es positiva.

En la Tabla 2 se muestran los resultados del análisis realizado, junto con el coeficiente de determinación  $R^2$  y el signo de la tendencia, ascendente (+) o descendente (-).

Profundidad	Densidad			Cobertura		
	$R^2$	p-valor	Pendiente	$R^2$	p-valor	Pendiente
Somero	0,026	0,330	+	0,125	0,027	+
Profundo	0,015	0,463	+	0,034	0,263	+

Tabla 2: Resultados del ANOVA realizado para las variables cobertura y densidad en las estaciones someras y profundas.

En la Figura 15 se muestran las tendencias de ambas variables en ambas profundidades en cada una de las estaciones muestreadas.



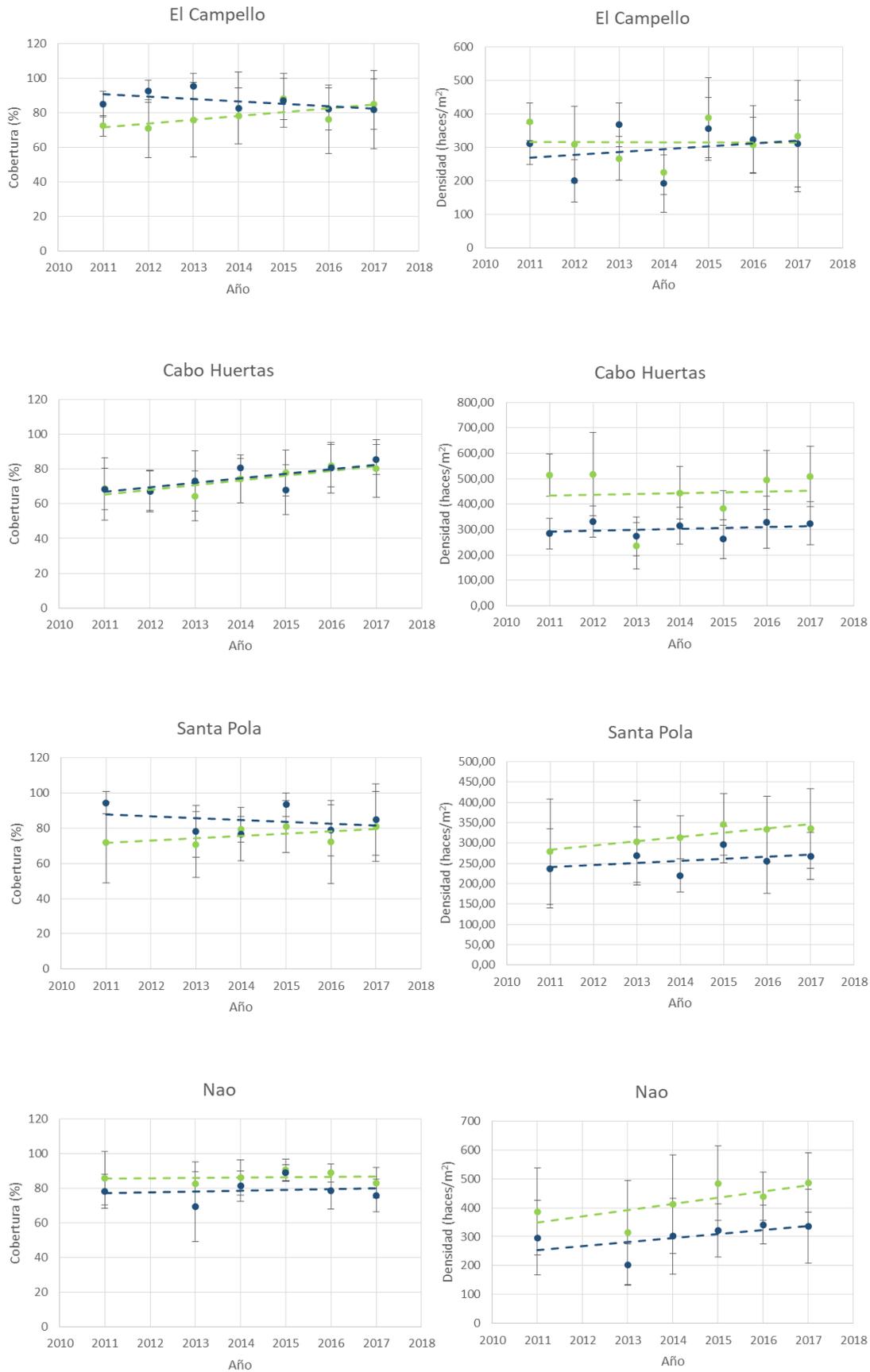


Figura 15: Tendencias de densidad y cobertura de las 6 estaciones muestreadas en ambas profundidades.

En general las tendencias tanto de cobertura como de densidad muestran valores que indican una estabilidad o un aumento a lo largo del tiempo. Sin embargo observando la cobertura en las estaciones profundas de El Campello y Santa Pola, sí se observa un descenso de la misma. De igual forma en la estación profunda de Cala Mina se observa un descenso de la densidad (Tabla 3).

Estación	Prof.	Densidad			Cobertura		
		R <sup>2</sup>	p-valor	Pend.	R <sup>2</sup>	p-valor	Pend.
Cala Mina	Somero	0,401	0,177	+	0,175	0,409	+
Cala Mina	Profundo	0,038	0,710	-	0,035	0,723	+
Benidorm	Somero	0,007	0,862	+	0,0002	0,974	+
Benidorm	Profundo	1,5316E-05	0,993	+	0,607	0,039*	+
Campello	Somero	0,0001	0,981	+	0,551	0,056	+
Campello	Profundo	0,068	0,573	+	0,305	0,199	-
Cabo Huertas	Somero	0,004	0,895	+	0,768	0,010*	+
Cabo Huertas	Profundo	0,077	0,546	+	0,580	0,047*	+
Santa Pola	Somero	0,760	0,024*	+	0,309	0,252	+
Santa Pola	Profundo	0,152	0,446	+	0,037	0,713	-
Nao	Somero	0,600	0,070	+	0,027	0,755	+
Nao	Profundo	0,442	0,150	+	0,034	0,726	+

Tabla 3: Resultados de la regresión de las 6 estaciones tanto a profundidad somera como profunda. Los resultados estadísticamente significativos aparecen marcados con \*.

### **Estudio de las variables del POMI en función de la profundidad:**

Al comparar las 9 variables en función del factor profundidad solo se encontraron diferencias significativas en la densidad de haces, siendo ésta superior en las estaciones someras. Cabe destacar que a pesar de no encontrar diferencias significativas, se puede apreciar que tanto el porcentaje de mata muerta como la presión de herbivoría alcanzaron mayores valores en las estaciones someras (Figura 16). En el resto de variables se observaron distribuciones similares a ambas profundidades.

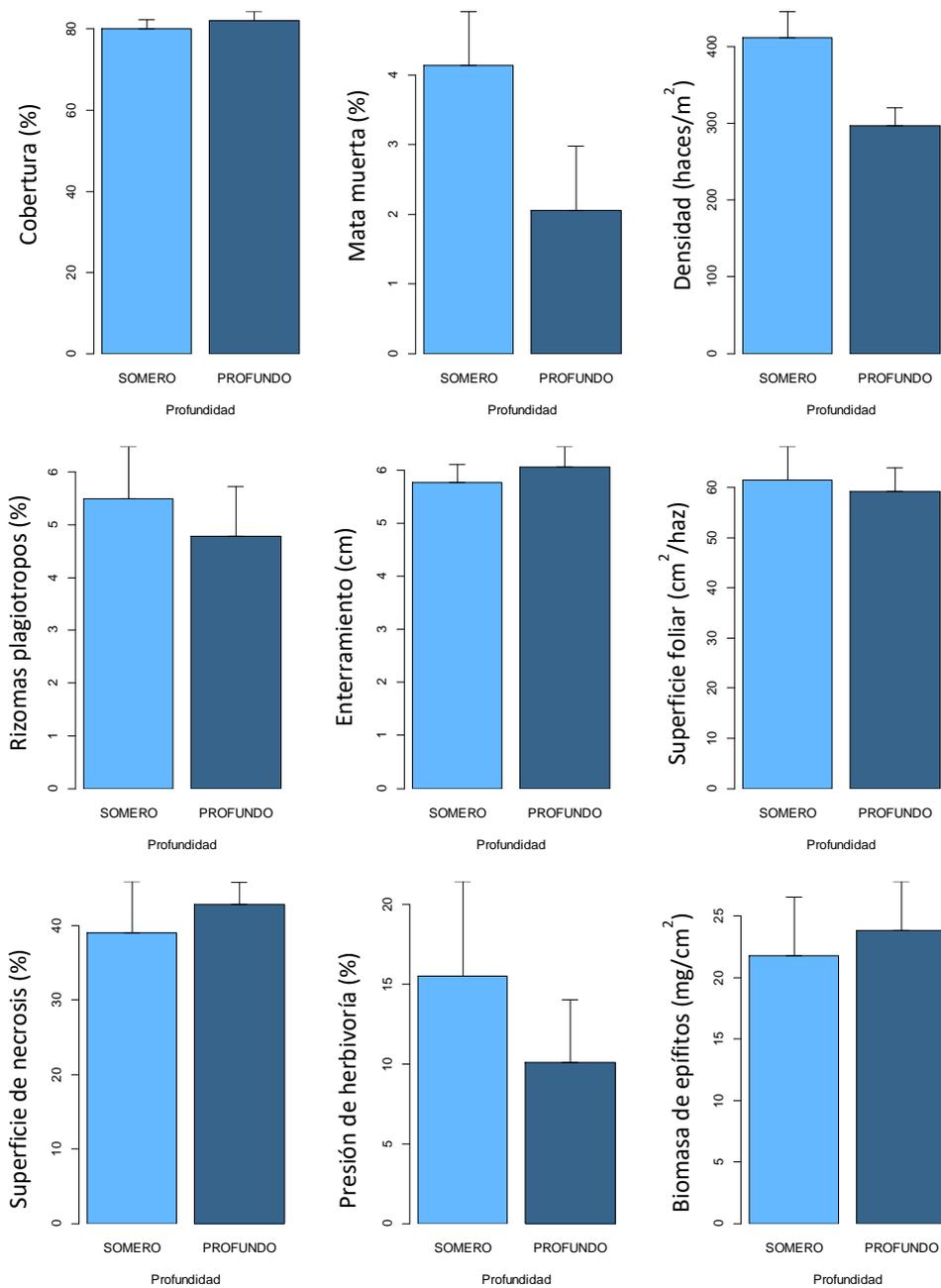


Figura 16: Comparación de las 9 variables empleadas para el POMI entre las estaciones someras y profundas.

**POMI:**

Al realizar el análisis de componentes principales (PCA) para cada una de las profundidades se representaron primero las variables como flechas en un diagrama con dos ejes (Dim1 y Dim2). Según la longitud y color de la flecha se observa el grado de variabilidad que aporta cada variable (Figuras 17 y 18).

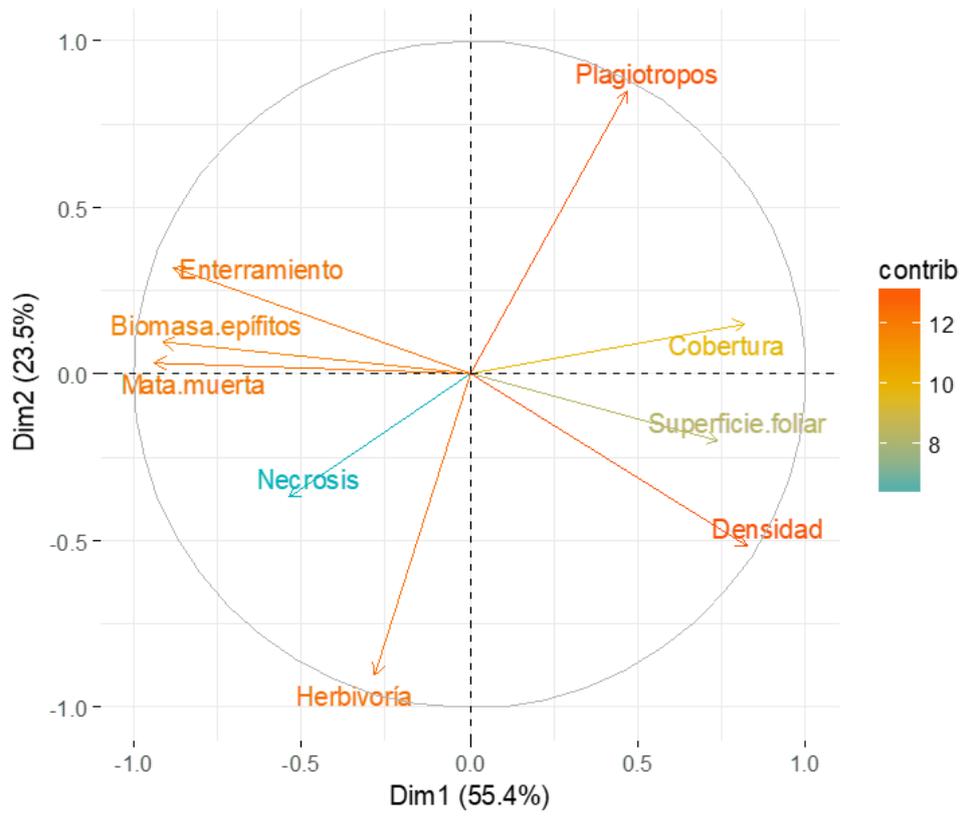


Figura 17: Contribución de las distintas variables al PCA de las estaciones someras.

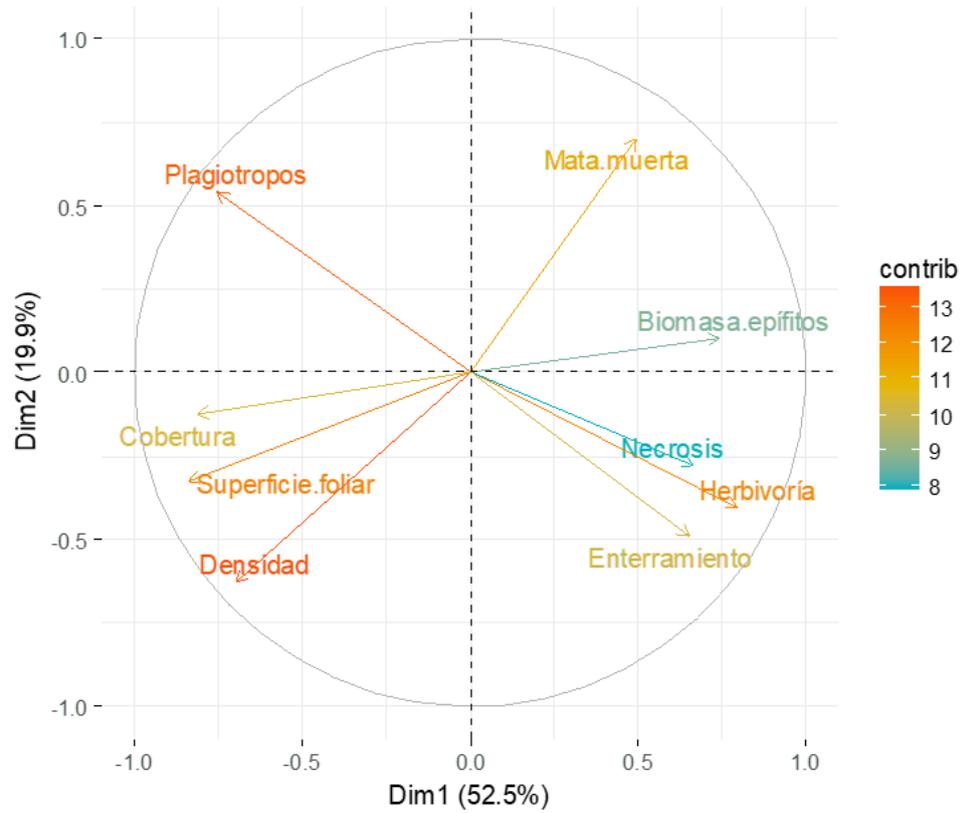


Figura 18: Contribución de las distintas variables al PCA de las estaciones profundas.

Al observar las gráficas resultantes del PCA se observó que las variables que más influyen en el análisis de las estaciones someras parecen ser la herbivoría, la densidad y el porcentaje de rizomas plagiotropos, mientras que la cobertura, la superficie foliar y el porcentaje de necrosis no parecen tener demasiada influencia (Figura 17). En el PCA las variables introducidas se simplifican en componentes principales representadas con los ejes vertical (Dim1) y horizontal (Dim2) que explican cada uno un porcentaje de la variabilidad de las muestras analizadas. En este caso las dos componentes principales explican el 78.9% de la variabilidad.

En el caso de las estaciones profundas, los resultados son similares en cuantos a las variables que más afectan al PCA, añadiendo además la superficie foliar, sin embargo observando aquellas que influyen en menor medida, se observa que la biomasa de epífitos es menos influyente en comparación con las estaciones someras y la necrosis sigue manteniendo un nivel bajo de variabilidad (Figura 18). En este caso Dim1 y Dim2 representan el 72.4% de la variabilidad.

Tras observar las contribuciones de cada variable al análisis en función de la profundidad se procedió a incluir las estaciones sobre la gráfica para determinar qué variables influyen sobre cada estación y el estado general de cada una de ellas, incluyendo las estaciones virtuales BRS y WRS.

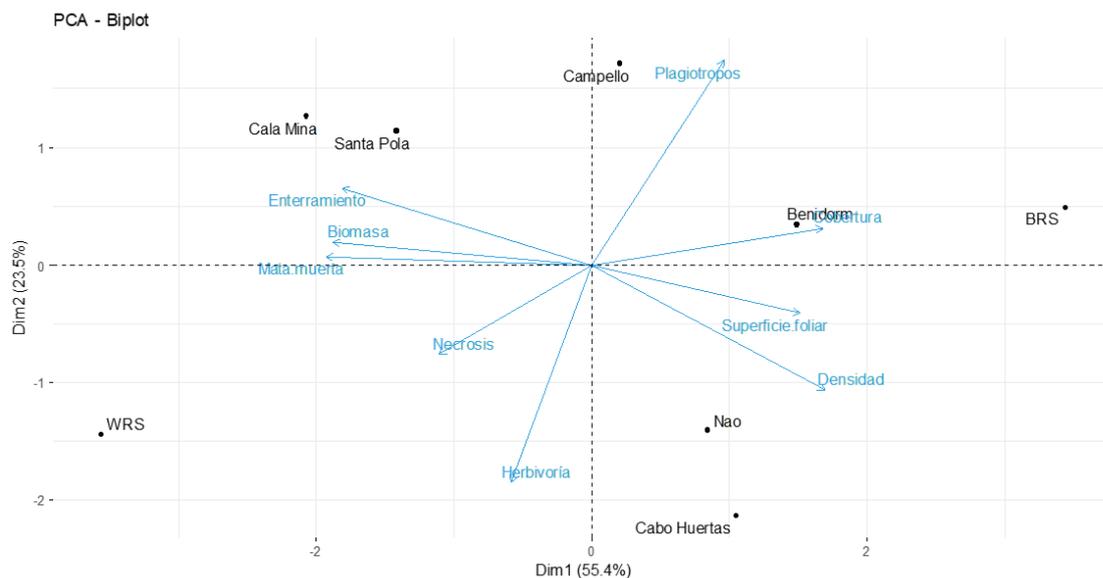


Figura 19: PCA de las estaciones someras.

En las estaciones someras se observó que las estaciones más cercanas al WRS (Worst Reference Status) fueron Cala Mina y Santa Pola, con altos niveles de mata muerta, biomasa de epífitos y enterramiento (Figura 19). Por otro lado, las estaciones que

mostraron una menor distancia al BRS (Best Reference Status) y por tanto un mejor estado, fueron Benidorm y Nao, con elevados valores de cobertura y superficie foliar.

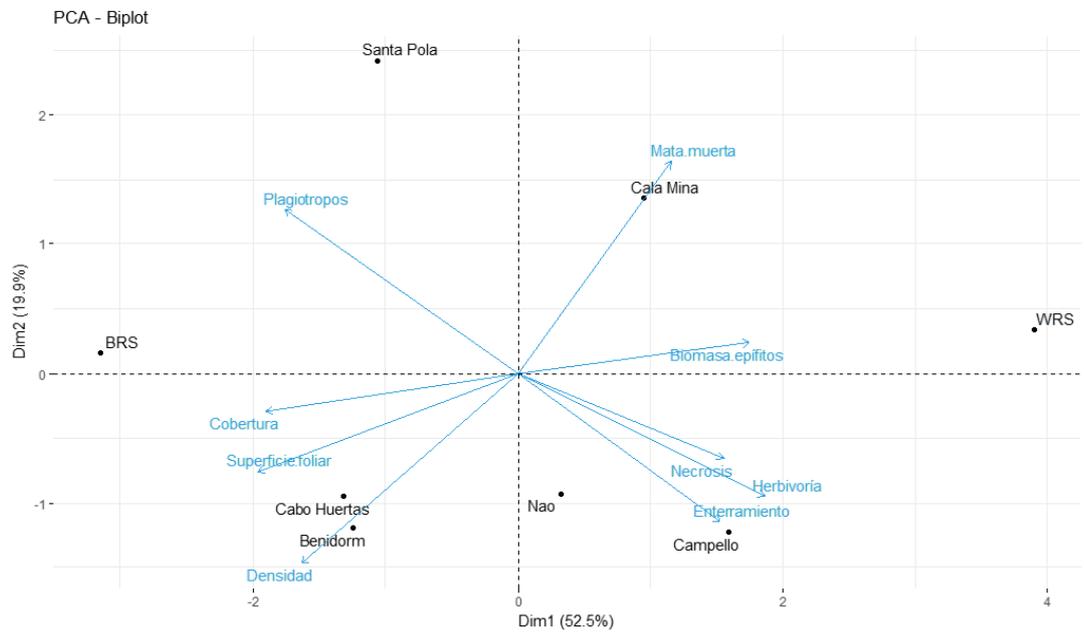


Figura 20: PCA de las estaciones profundas.

En las estaciones profundas, encontramos El Campello y Cala Mina como las estaciones en peor estado de conservación (más cercanas al WRS) debido a altos niveles de enterramiento, herbivoría y necrosis en el caso de El Campello y un alto porcentaje de mata muerta en Cala Mina. Las estaciones más cercanas al BRS, y por tanto con mejor estado, fueron Santa Pola, Benidorm y Cabo Huertas.

Estado	EQR
Muy bueno	0,775 - 1
Bueno	0,550 - 0,774
Moderado	0.325 - 0.549
Pobre	0.1 - 0.324
Malo	0 - 0.1

Tabla 4: Equivalencias del estado de conservación y el EQR.

De acuerdo con el estado de conservación asociado al valor del EQR (Tabla 4), los resultados del EQR mostraron que las estaciones profundas de Cala Mina, El Campello y Nao no alcanzan el estado de “Bueno” para este análisis. En el caso de las estaciones

someras, Cala Mina y Santa Pola mostraron un estado pobre de la pradera, mientras que El Campello alcanzó únicamente el estado de “Moderado” (Tabla 5).

Estación	EQR	
	Somero	Profundo
Cala Mina	0,167	0,370
Benidorm	0,668	0,688
El Campello	0,452	0,337
Cabo Huertas	0,620	0,733
Santa Pola	0,297	0,705
Nao	0,572	0,477

Tabla 5: Resultados del EQR

## DISCUSIÓN:

### Evolución temporal:

Las tendencias generales mostraron que la densidad presenta siempre valores superiores en las estaciones someras y la cobertura es superior en las estaciones profundas aunque sin mostrar diferencias estadísticamente significativas. La densidad de haces suele ser mayor en zonas más someras debido a la mayor intensidad lumínica que llega a las hojas, aumentando la eficiencia de los procesos fotosintéticos (Ruiz *et al.*, 2015). Sin embargo, la cobertura se ve limitada a menor profundidad debido a la heterogeneidad del terreno más cercano a la costa ya que las zonas rocosas o fenómenos hidrodinámicos locales pueden afectar a la extensión de la pradera. A mayor profundidad, la mayor parte del fondo se corresponde con sustratos arenosos, donde la cobertura de *P. oceanica* es mayor (Sánchez-Lizaso, 1992).

Los datos de densidad y cobertura de las 6 estaciones son similares a los previamente obtenidos por Guillén *et al.* (2012). Los valores de densidad y cobertura de las estaciones someras mantienen siempre una tendencia positiva o neutra. En las estaciones profundas, únicamente la cobertura de Santa Pola y Campello y la densidad en Cala Mina muestran tendencias negativas, aunque éstas no son estadísticamente significativas (Tabla 3). La

falta de significancia estadística en la mayoría de regresiones es debida fundamentalmente a la estabilidad general de ambas variables a lo largo del periodo de estudio.

De los resultados obtenidos se puede deducir que no existe una regresión general por parte de las praderas y que posiblemente los impactos que éstas sufren se limitan a una escala local. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Guillén *et al.* (2013), y muestran que no existe un fenómeno global de regresión de la pradera como han indicado otros estudios (Short *et al.*, 2011; Marbá, 2009). Para corroborar estos resultados y comprobar que estas tendencias se mantienen en el tiempo sería necesario seguir analizando los resultados de los seguimientos de las praderas de *P. oceanica* en el futuro.

### **Resultados del POMI e impactos sobre las praderas de *Posidonia oceanica*:**

Tras realizar este POMI modificado, se obtuvieron unos valores de EQR relativamente bajos, sobre todo en las estaciones someras. Por un lado es la primera vez que se emplea este análisis a esa profundidad y estos resultados muestran las diferencias que produce la profundidad sobre el análisis y por otro lado, al disponer únicamente de datos de 6 estaciones y dado el carácter relativo de este índice, se debe tener en cuenta que estos valores variarían al introducir nuevas estaciones al muestreo. Por todo esto, sería interesante en el futuro realizar un estudio introduciendo un mayor número estaciones, lo que aportaría una mayor robustez al análisis.

Al realizar el POMI se observaron en general diferencias tanto en el estado de la pradera como en las variables que más afectan a cada una de las profundidades. Esto se debe a que *P. oceanica* se enfrenta a diferentes tipos de impactos dependiendo de la profundidad (Ruiz, 2001). A su vez, las diferencias entre las distintas variables en función de la profundidad parecen mostrar distintos tipos de impactos sobre la pradera, teniendo en cuenta que únicamente la densidad mostró diferencias estadísticamente significativas.

Hay ciertas actividades que han demostrado tener un efecto directo sobre el desarrollo de *P. oceanica* (Ruiz, 2000). Las estaciones de desalación vierten salmuera (agua con altas concentraciones salinas) al medio marino. *P. oceanica* es una especie muy sensible a los cambios de salinidad (Fernández-Torquemada, 2012). Otros fenómenos que han demostrado tener un efecto negativo sobre las praderas de *P. oceanica* son la pesca de arrastre y anclaje de embarcaciones (Sánchez-Lizaso *et al.*, 1990), las construcciones costeras (Ruiz, 2000; Sánchez-Lizaso *et al.*, 1990), algas invasoras como *Caulerpa taxifolia* (Ceccherelli y Cinelli, 1999), las actividades acuícolas (Ruiz *et al.*, 2001) y

contaminación marina (Montefalcone *et al.*, 2007). En las estaciones más someras los impactos están más relacionados con dinámicas sedimentarias, distintos tipos de vertidos, obras y costeras, mientras que a mayor profundidad los mayores impactos están relacionados con la pesca de arrastre ilegal y con los fondeos (Figura 21).

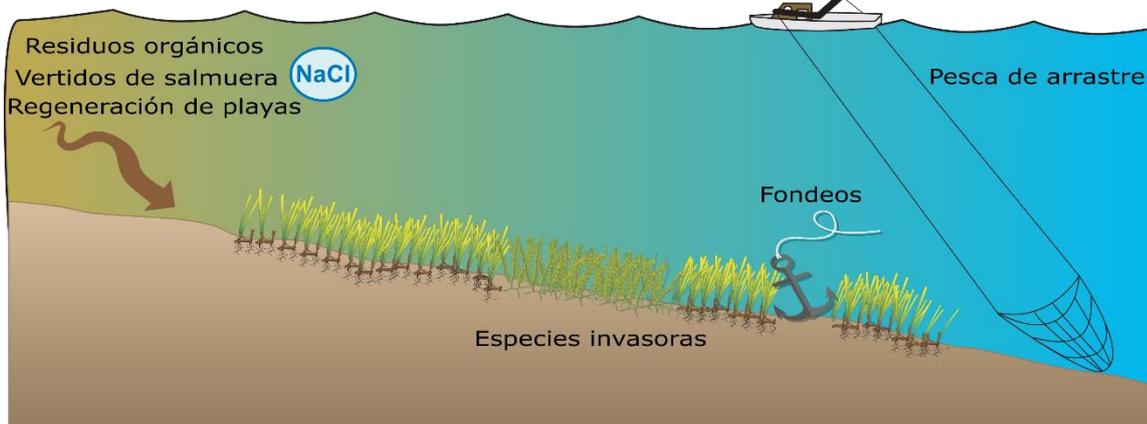


Figura 21: Esquema de los principales impactos sufridos por las praderas de *Posidonia oceanica*.

Observando las variables medidas para la elaboración del POMI, observamos que en el caso del porcentaje de mata muerta, al contrario de lo mostrado por (Sánchez Poveda *et al.*, 1996), se han encontrado mayores porcentajes en las estaciones más someras. Una posible causa para la aparición de mata muerta en zonas cercanas a la superficie puede ser la regeneración de playas (González-Correa *et al.*, 2007) o los vertidos urbanos, industriales o de salmuera (Gacia *et al.*, 2007; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2008). Este podría ser el caso de Santa Pola y El Campello, donde se han llevado a cabo diversas operaciones de regeneración de playas, así como la construcción de espigones en zonas cercanas a la pradera de *P. oceanica* (Sánchez-Lizaso *et al.*, 1990; Fernández-Torquemada, 2002). También Cala Mina posee altos niveles de mata muerta, pero en este caso concreto puede deberse a fondeos no regulados de embarcaciones recreativas a poca profundidad.

Otra causa para el aumento de mata muerta en algunas estaciones someras podría ser el impacto causado por las estaciones de desalación. Como se ha mencionado anteriormente, *P. oceanica* es una planta muy sensible al aumento de la salinidad, ya que éste produce un estrés osmótico que se traduce en alteraciones fisiológicas y metabólicas que dan como resultado un descenso del crecimiento y un aumento de la mortalidad (Fernández-Torquemada y Sánchez-Lizaso, 2005). Sin embargo dado que ninguna de las estaciones estudiadas se encuentra cerca de una estación desaladora no se puede suponer que las praderas se verán afectadas por sus vertidos.

En cuanto al enterramiento, en todos los casos presenta valores positivos, por lo que lo que no se trataría de un fenómeno de enterramiento propiamente, sino de descalzamiento. El enterramiento muestra tener más influencia sobre las estaciones someras que sobre las profundas (Figuras 17 y 18). Esto se debe a que la dinámica sedimentaria es más variable en zonas más cercanas al litoral. Por lo tanto las estaciones someras serían las más afectadas por los fenómenos de enterramiento y descalzamiento ya que, por ejemplo, durante el invierno se forman barras subacuáticas de sedimento que pueden producir un enterramiento y que después son empujadas por el swell o mar de fondo hasta la playa (Vu *et al.*, 2017), lo que da lugar a un fenómeno de descalzamiento. Esta dinámica estacional afecta a las zonas someras de la pradera, pudiendo producir periodos de enterramiento durante el invierno y descalzamiento durante el verano.

Los fenómenos relacionados con el enterramiento en la zona de estudio pueden estar afectados por alteraciones de la dinámica sedimentaria de origen antrópico como la regeneración de playas, que debería estar controlada y asesorada de forma que no amenace la integridad de la pradera (Aragonés *et al.*, 2015). A corto plazo, la regeneración de playas produce sobre *P. oceanica* un descenso de las reservas de almidón, de la superficie foliar y biomasa foliar, sobre todo si la fracción arcillosa es alta (González-Correa *et al.*, 2009). A largo plazo este tipo de obras dan lugar a un descenso de la cobertura, densidad y porcentaje de rizomas plagiotropos, así como un aumento del porcentaje de mata muerta (González-Correa *et al.*, 2007). Este tipo de impacto podría ser una de las causas del bajo EQR de El Campello (Tabla 4), donde las playas han sufrido procesos de regeneración.

La herbivoría es una variable natural que afecta directamente a la pradera, especialmente en zonas en las que la ictiofauna no sufre presión por parte de la pesca. El estado moderado de la pradera en la estación profunda del cabo de la Nao, se debe principalmente a los altos niveles de herbivoría. Esta estación se encuentra dentro de la Reserva Marina de Interés Pesquero de Tabarca y abundan dos de los principales consumidores de *P. oceanica*: el pez de la familia Sparidae, *Sarpa salpa* (Cebrian, 1996) y el erizo *Paracentrotus lividus* (Prado *et al.*, 2009). Este es un claro ejemplo de cómo los factores naturales pueden afectar al estado de la pradera, a pesar de que es un efecto minoritario en comparación con los efectos de origen antrópico (Ruiz, 2000). Aun así, en algunos casos la herbivoría puede estar potenciada por fenómenos de origen antrópico como la turbidez y la resuspensión de nutrientes que pueden atraer a consumidores primarios que se alimentan de las hojas de *P. oceanica* (Valle, 2000).

En el caso de las estaciones profundas, los impactos de tipo abrasivo como los fondeos o la pesca de arrastre son las causas más frecuentes del mal estado de la pradera (Sánchez-Poveda *et al.*, 1996). La pesca de arrastre es la principal causa de regresión de las praderas de *P. oceanica* en la Comunidad Valenciana (González-Correa *et al.*, 2005). Esta actividad provoca una erosión mecánica de la pradera, produciendo una disminución de la cobertura y de la densidad (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2002). La magnitud de este impacto es tan alta que un solo episodio de arrastre al año contrarrestaría la tasa total de crecimiento de la pradera durante ese mismo periodo (González-Correa *et al.*, 2005) ya que una hora de arrastre puede arrancar entre 100.000 y 360.000 haces de *P. oceanica* (Martin *et al.*, 1997). Además el arrastre provoca una resuspensión del sedimento, lo que reduce la eficiencia fotosintética de la planta y resuspende nutrientes que permiten la proliferación de epífitos (Ruiz *et al.*, 2015). Aproximadamente el 20% de la superficie de praderas de la provincia de Alicante está afectada por esta actividad ilegal (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2002). Los fondeos en zonas de pradera están regulados y se han instalado trenes de fondeo en ciertas zonas como Cala Mina (Ruiz *et al.*, 2015), sin embargo debido a la afluencia de turismo en la zona de estudio durante el periodo estival y al aumento de embarcaciones recreativas, se produce inevitablemente la aparición de fondeos ilegales. Además la afluencia de este tipo de embarcaciones lleva asociados otro tipo de impactos como es el caso de los residuos generados por las mismas.

La pesca de arrastre junto con los fondeos podría explicar el estado de las estaciones profundas de Cala Mina y Nao. En estas estaciones la alta herbivoría, biomasa de epífitos y necrosis indican posibles casos en lo que se está resuspendiendo recurrentemente el sedimento, posiblemente por la acción de este tipo de impactos abrasivos. Además, la pérdida de densidad causada por este tipo de impactos, puede favorecer la proliferación de especies invasoras como *Caulerpa cylindracea*, cuyo desarrollo es frenado en condiciones normales por la densidad de *P. oceanica* (Bernardeau-Esteller *et al.*, 2015). Sin embargo en el caso de El Campello la presencia de instalaciones de acuicultura pueden ser la principal causa de impacto en la parte más profunda (Ruiz, 2000). En los últimos años el impacto de las instalaciones acuícolas ha cobrado una mayor importancia en el litoral mediterráneo español (Ruiz *et al.*, 2015). Este impacto no solo se debe a los fondeos requeridos para la instalación de las jaulas, sino por la turbidez y aumento de nutrientes generado tanto por la falta de eficiencia en la alimentación de los peces como por sus desechos (Ruiz *et al.*, 2001).

### **Medidas de mitigación de impactos:**

Para evitar que se lleve a cabo pesca de arrastre ilegal en la provincia de Alicante se han instalado polígonos de arrecifes artificiales antiarrastre que han reducido este impacto sobre las praderas y además, han permitido la recuperación de praderas afectadas por esta actividad (Ramos-Esplá *et al.*, 1993). Aunque debe tenerse en cuenta que debido al lento crecimiento y a la sensibilidad de esta fanerógama, esta recuperación puede llegar a requerir de hasta 100 años para que la pradera retorne a su estado inicial (González-Correa *et al.*, 2005). Por otro lado, la creación de fondeos respetuosos con las praderas ha reducido significativamente el impacto por parte de las embarcaciones recreativas (Francour *et al.*, 2006). Estos sistemas son respetuosos con las praderas de fanerógamas ya que no degradan el sustrato sobre el que se instalan.

En el caso de los vertidos de salmuera por parte de las desaladoras, se han propuesto medidas correctoras en base a la dilución del residuo para minimizar el impacto sobre la pradera (Sánchez-Lizaso *et al.*, 2007). Según estas medidas, no se deben detectar concentraciones superiores a 38.5 psu en más de un 25% de las observaciones y de 40 psu en más del 5%.

La aplicación de la “acuicultura oceánica” ha mostrado reducir significativamente los impactos sobre *P. oceanica* llevando las instalaciones de cultivo fuera de los límites de la pradera y mejorando la eficiencia en la alimentación de los peces (Ruiz *et al.*, 2010).

Todas estas labores de conservación y mitigación de impactos sobre la pradera ya han mostrado tener resultados (Ruiz *et al.*, 2015), e indican que este tipo de medidas deben llevarse a cabo de una forma integral, acompañadas de sus respectivos estudios de seguimiento. Además en futuros estudios se deberían buscar correlaciones entre el estado de la pradera y el grado de afección antrópica que ésta pueda sufrir, incluyendo presencia de construcciones costeras, vertidos o instalaciones de acuicultura. Ya que los impactos sobre la pradera se producen a nivel local, la identificación de actividades posiblemente nocivas puede ayudar a mejorar la gestión de estos valiosos ecosistemas mediterráneos (Ruiz *et al.*, 2015).

En 4 de las 6 estaciones el EQR ha sido menor en las estaciones más someras (Tabla 3), y dos de ellas han mostrado un estado pobre de la pradera indicando de ese modo que existe un impacto en la zona más próxima al litoral. Esto demuestra la necesidad de realizar un análisis de las praderas en diferentes profundidades. Por ello sería interesante que en futuros estudios el EQR se relacionase con la presencia de posibles actividades

que causen impactos sobre la pradera para establecer una relación entre el impacto y el estado del ecosistema (Fernández Torquemada, 2008).

En definitiva, este trabajo ha mostrado por un lado, que las praderas estudiadas no están sufriendo un proceso global de regresión y la importancia de realizar una evaluación integral de la pradera a diferentes profundidades, ya que se ha observado que existen diferencias entre ambas profundidades en base a un mismo análisis. Para corroborar estos resultados serían necesarios futuros estudios ampliando la zona de muestreo para observar si estas diferencias se mantienen a una mayor escala espacial y si se mantienen a lo largo del tiempo.

## CONCLUSIONES

Los datos de densidad y cobertura analizados en el periodo de 2011 a 2017 indican que en las estaciones estudiadas no existe un proceso global de regresión.

Se aprecia una tendencia a la estabilidad e incluso un aumento progresivo de los datos de densidad y cobertura de *P. oceanica*, en especial en las estaciones someras.

La densidad (haces/m<sup>2</sup>) de *P. oceanica* es mayor en las estaciones someras que en las profundas.

La presencia de impactos como el fondeo, los vertidos de desaladoras o la regeneración de playas pueden ser la causa de un mayor porcentaje de mata muerta en las estaciones someras.

El estado de conservación (EQR) de la pradera de *P. oceanica* presenta diferencias según la profundidad a la cual se realice el estudio.

## CONCLUSIONS

The density and coverage data analyzed during the period of 2011-2017 indicate that in the studied stations there is no evidence of a global regression process.

Results show a stability tendency and even a progressive increase in density and coverage of *P. oceanica*, specially in shallow stations.

Density (shoots/ m<sup>2</sup>) of *P. oceanica* is higher in shallow stations compared with deep ones.

The presence of impacts like anchoring, brine discharges of desalination plants and beach replenishment might be the cause of a high percentage of dead matte in shallow stations

The conservation status of *P. oceanica* meadows show differences according to dept.

## **AGRADECIMIENTOS:**

En primer lugar, debo agradecer a todo el personal del Institut d'Ecologia Litoral (IEL) no solo el acceso a sus datos y muestras, sino toda la ayuda prestada durante la elaboración de este trabajo. En especial, gracias a Santi y a Joaquín por resolver todas mis dudas y alguna más, por las clases de PRIMER y por hacer de estas prácticas una experiencia inmejorable.

A mi tutor, Jose Vicente, por todos los consejos de forma, contenido o lo que hiciera falta que han sido necesarios para que este trabajo tomara forma. Y por su disponibilidad incluso en horas no lectivas, muchas gracias.

A Jose Luis Sánchez Lizaso por orientarme, interesarse por mi trabajo y dejarme algunos de sus artículos que me han ayudado a enfocar y a mejorar todo lo posible este TFG.

Y, por supuesto, a Vanessa por leer y releer este trabajo y por todos sus consejos para conseguir “dejarlo bonito”. Por su ayuda para sumergirme en este trabajo y salir a flote después, por su inconmensurable apoyo a este apasionado de las ciencias marinas y por muchas cosas más allá de este trabajo. Gracias.

## **REFERENCIAS:**

Aragónés, L., García-Barba, J., García-Bleda, E., López, I. and Serra, J. C. (2015). Beach nourishment impact on *Posidonia oceanica*: Case study of Poniente Beach (Benidorm, Spain), *Ocean Engineering*, 107: 1-12. DOI:10.1016/j.oceaneng.2015.07.005

Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., Garcia, M., Mangialajo, L. and de Torres, M., (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 172–180. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.038

Bernardeau-Esteller, J., Ruiz Fernández, J. M., Tomas, F., Sandoval-Gill, J. M. and Marín-Guirao, L. (2015). Photoacclimation of *Caulerpa cylindracea*: Light as a limiting factor in the invasion of native Mediterranean seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 465: 130-141. DOI: 10.1016/j.jembe.2014.11.012.

Borja, A., Franco, J. and Perez, V. (2000). A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100–1114. DOI: 10.1016/S0025-326X(00)00061-8

Boudouresque, C. F. et Meinesz, A. (1982). Decouverte de l'herbier de Posidonies. *Cahier Parc Nation. Port-Cross*: 4: 79.

Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A. et Meinesz A. (1984). Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la baie d'Elbu (Corse). *International workshop on Posidonia oceanica beds*, Gis Posidonie, Marseilles : 185-191

Boudouresque, C. F., Bernard G., Pergent G., Shili A. and Verlaque M. (2009). Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52: 395-418. DOI: 10.1515/BOT.2009.057

Fernández-Torquemada, Y. 2002. Efectos de la ampliación de puertos deportivos sobre las praderas de *Posidonia oceanica*. *Memoria de Suficiencia Investigadora. Universidad de Alicante*, 66 pp

Fernández-Torquemada, Y. (2012). *Efectos de las variaciones de salinidad sobre angiospermas marinas y su aplicación a los vertidos de plantas desalinizadoras*. Tesis doctoral, Universidad de Alicante.

Fernández-Torquemada Y. and Sánchez-Lizaso J.L. (2005). Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320, 1: 57-63. DOI: 10.1016/j.jembe.2004.12.019

Fernández-Torquemada, Y., Díaz-Valdés, M., Colilla, F., Luna, B., Sánchez-Lizaso, J. L. and Ramos-Esplá, A. (2008). Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. *Ices Journal of Marine Science* , 65: 1492-1497. DOI: 10.1093/icesjms/fsn146

Francour, P., Ganteaume, A. and Poulain, M. (1999). Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western

Mediterranean). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 391-400. DOI: 10.1002/(SICI)1099-0755(199907/08)9:43.0.CO;2

Francour P., Magréau J.F., Mannoni P.A., Cottalorda J.M. and Gratiot J. (2006). Management guide for Marine Protected Areas of the Mediterranean sea, Permanent Ecological Moorings. Université de Nice-Sophia Antipolis and Parc National de Port-Cros, Nice: 68 pp

Gacia, E., Invers, O., Manzanera, M., Ballesteros, E. and Romero, J. (2007). Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuarine coastal and shelf science*, 72(4): 579-590. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.11.021

Giulia Ceccherelli and Francesco Cinelli, (1999), Effects of *Posidonia oceanica* canopy on *Caulerpa taxifolia* size in a north-western Mediterranean bay, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 240, 1: 19-36. DOI: 10.1016/S0022-0981(99)00044-1

González-Correa, J.M., Bayle, J.T., Sánchez-Lizaso, J.L., Valle, C., Sánchez-Jerez, P. and Ruiz, J.M. (2005). Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320: 65-76. DOI: 10.1016/j.jembe.2004.12.032

González-Correa, J.M., Torquemada, Y.F. and Sánchez Lizaso, J.L. (2008), Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 4: 834-844. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.08.012

González-Correa, J.M., Torquemada, Y.F. and Sánchez Lizaso, J.L. 2009. Short-term effect of beach replenishment on a shallow meadow. *Marine Environmental Research*, Elsevier, 68 (3), pp.143. DOI: 10.1016/j.marenvres.2009.06.002

Guillén, J.E., Sánchez Lizaso, J.L., Jiménez, S., Martínez, J., Codina, A., Montero, M., Triviño, A., Soler, G. and Zubcoff, J.J. (2013). Evolution of *Posidonia oceanica* seagrass meadows and its implications for management. *Journal of Sea Research*, 83: 65-71. DOI: 10.1016/j.seares.2013.04.012

Hemminga, M.A. and Duarte, C.M. (2000). Seagrass ecology. *Cambridge University Press*, Cambridge, 298 pp. DOI: 10.1017/CBO9780511525551.005

Jiménez, S., Cano, R., Bayle, J., Ramos, A., y Sánchez Lizaso, J. L. (1996). Las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial. Real Sociedad Española de Historia Natural, tomo extraordinario, 375-378.

Lopez y Royo C., Pergent G., Alcoverro T., Buia M.C., Casazza G., Martínez-Crego B., Pérez M., Silvestre F. and Romero J. (2010). The seagrass *Posidonia oceanica* as indicator of coastal water quality: Experimental intercalibration of classification systems. *Ecological Indicators*, 11, 2: 557-563. DOI: 10.1016/j.ecolind.2010.07.012

Marbà, N. 2009. Loss of seagrass meadows from the Spanish coast: results of the praderas project. En: CM Duarte (ed.), Global loss of coastal habitats. Rates, causes and consequences. Fundación BBVA, Bilbao: 59-85.

Marbà, N., Duarte, C.M., Cebrián, J., Gallegos, M.E., Olesen, B. and Sand-Jensen, K. (1996). Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series* 137: 203 – 213. DOI: 10.3354/meps137203

Marín-Guirao, L., Sandoval-Gil, J.M., Ruiz, J.M. and Sánchez-Lizaso, J.L. (2011). Photosynthesis, growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* in response to simulated salinity increase in a laboratory mesocosm system. *Estuarine, coastal and Shelf Science*, 92: 286-296. DOI: 10.1016/j.ecss.2011.01.003

Martí Chillón, G. J., de Luis, A., Díez Díaz, M., Torres Gavilá, J., García March, J. R., Tena Medialdea, J. and Codoñer, F. M., (2017), Challenges of the use of new generation massive sequencing (NGS) of the benthic macrofauna for the evaluation of the marine environment quality, *Nereis: revista iberoamericana interdisciplinar de métodos, modelización y simulación*, 9: 81-90.

Martín, M.A., Sánchez-Lizaso, J.L. and Ramos-Esplá, A.A. (1997). Cuantificación del impacto de las artes de arrastre sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía.*, 23: 243-253.

Mascaro, O, Bennett, N, Marba, N, Nikolic, V, Romero, J, Duarte, C and Alcoverro, T (2012). Uncertainty analysis along the ecological quality status of water bodies: the response of the *Posidonia oceanica* multivariate index (POMI) in three

Mediterranean regions. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 8: 1616–1621. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.03.00

Mazzella, L. Buia, Gambi, M. C., Lorenti, M., Russo, G. F., Scipione, M. B. and Zupo, V. (1992). Plant-animal relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea: a review. *Plant-animal interactions in the marine bethos*. D. M. John; S. J. Hawkins and J. H. Price. Systematics Ass. Special, 46: 165-187.

Monica Montefalcone, Giancarlo Albertelli, Carla Morri, Carlo Nike Bianchi, (2007), Urban seagrass: Status of *Posidonia oceanica* facing the Genoa city waterfront (Italy) and implications for management, *Marine Pollution Bulletin*, 54, 2: 206-213. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.10.005

Montefalcone, M., Chiantore, M., Lanzone, A., Morri, C., Albertelli, G., Bianchi, C. N. (2008). BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring, *Marine Pollution Bulletin*, 56, 9: 1637-1645. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.05.013

Moreno, D., Aguilera, P.A. and Castro, H. (2001). Assessment of the conservation status of seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows: implications for monitoring strategy and the decision-making process, *Biological Conservation*, 102, 3: 325-332.

Piazzini, L., Balata, D., Cinelli, F. and Benedetti-Cecchi, L. (2004). Patterns of spatial variability in epiphytes of *Posidonia oceanica*: Differences between a disturbed and two reference locations. *Aquatic Botany*. 79: 345-356. DOI: 10.1016/j.aquabot.2004.05.006.

Prado, P., Romero, J. and Alcoverro, T. (2009). Welcome mats? The role of seagrass meadow structure in controlling post-settlement survival in a keystone sea-urchin species, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85, 3: 472-478. DOI: 10.1016/j.ecss.2009.09.012

Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J. A., Boudouresque, C., Boumaza, S., Bouquegneau, J.M., Buia, M., Calvo, S., Cebrian, J., Charbonnel, E., Cinelli, F., Cossu, A., Di Maida, G. and Velimirov, B. (2005). Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and application. *Ecological Indicators*. 5: 213-230. DOI: 10.1016/j.ecolind.2005.02.004.

Procaccini, G., Buia, M.C., Gambi, M.C., Pérez, M., Pergent-Marini, C. and Romero, J. (2003). The seagrasses of the western Mediterranean. In: Green, E.P., Short, F.T. (Eds.), *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press, Berkeley, USA, pp. 48–58, 298.

Ramos-Esplá, A., Martínez-Perez, L., Aranda, A., Guillén, J.E., Sanchez-Jerez, P. y Sánchez Lizaso, J. L. (1993). Protección de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile mediante arrecifes artificiales disuasorios frente a la pesca de arrastre ilegal; el caso de El Campello (SE ibérico). *Publicaciones Especiales Instituto Español Oceanografía*. 11: 431-439.

Riedl, R. (1986). Fauna y Flora del Mar Mediterráneo. Ed. Omega, Barcelona. 858 pp.

Romero, J., Martínez-Crego, B., Alcoverro, T. and Pérez, M. (2007). A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin*, 55: 196-204. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.02.008

Ruiz, J.M. 2000. *Respuesta de la fanerógama marina Posidonia oceanica a las perturbaciones antrópicas*. Tesis doctoral. Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, Murcia, 212 pp.

Ruiz, J.M., Marin-Guirao, L. and Sandoval-Gil, J.M., (2009). Responses of the mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* to in situ simulated salinity increase. *Botanica Marina*, 52: 459-470. DOI: 10.1515/BOT.2009.051

Ruiz, J.M, Marcos, C. and Sánchez-Lizaso, J.L. (2010). Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Marine Environmental Research*, 69: 118-126. DOI: 10.1016/j.marenvres.2009.09.002

Ruiz, J.M., Guillén, E., Ramos Segura, A. y Otero, M. 2015. Atlas de las praderas marinas de España. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.

Ruiz, J.M., Marín-Guirao, L., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Bernardeau-Esteller, J., Pérez, M., Sanmartí, N., Ontoria, Y., Romero, J., Arthur, R., Alcoverro, T. y Procaccini, G. (2017). Experimental evidence of warming-induced flowering in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.10.037

Sánchez Lizaso, J.L. (1992). Contribución al conocimiento de la pradera de Posidonia oceánica (L.) Delile de la Reserva Marina de Tabarca. Estudios sobre la Reserva Marina de Tabarca. *Mo. Agricultura, Pesca y Alimentación*. 93-107.

Sánchez-Lizaso, J.L. (1995). Estudio de la pradera de Posidonia oceanica (L.) Delile de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante): Fenología y producción primaria. Tesis doctoral. Universidad de Alicante. 131 pp.

Sánchez-Lizaso, J.L., Guillén-Nieto, J.E. and Ramos, A.A. (1990). The regression of *Posidonia oceanica* meadow in El Campello (Spain). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 32, 1, B-I 10:7.

Sánchez-Lizaso, J. L., Romero, J., Ruiz, J. M., Gacia, E., Buceta, J. L., Invers, O., Fernández Torquemada, Y., Mas, J., Ruiz-Mateo, A. and Manzanera, M. (2008). Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants, *Desalination*, 221, 1–3: 602-607. DOI: 10.1016/j.desal.2007.01.119

Sánchez-Poveda, M., M. A. Martín-Pato, et al. (1996). Un nuevo índice para caracterizar el estado de conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. 12ª reunión bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Madrid, Real Sociedad Española de Historia Natural.

Short, F., Polidoro, B., Livingstone, S., E. Carpenter, K., Salomao, B. Bujang, J. S., P. Calumpong, H., Carruthers, T., Coles, R., Dennison, W., Erftemeijer, P., Fortes, M., Freeman, A., Jagtap, T.G., Kamal, A. H., Kendrick, G., Kenworthy, W., La Nafie, Y., Nasution, I., C. Zieman, J. (2011). Extinction Risk Assessment of the World's Seagrass Species. *Biological Conservation*. 144: 1961–1971. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.04.010.

Snedecor, George W. and Cochran, William G. (1989), *Statistical Methods*, Eighth Edition, Iowa State University Press.

Terrados, J. J., Medina-Pons, F. (2011). Inter-annual variation of shoot density and biomass, nitrogen and phosphorus content of the leaves and epiphyte load of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Mallorca, Western Mediterranean. *Scientia Marina*. 75: 61-70. DOI:10.3989/scimar.2011.75n1061.

Valle-Pérez, C. (2000). *Impactos antrópicos sobre la ictiofauna litoral*, Tesis doctoral, Universidad de Alicante, 432 pp.

Vu, M.T., Lacroix, Y. and Nguyen, V.T., (2017) Investigating the impacts of the regression of *Posidonia oceanica* on hydrodynamics and sediment transport in Giens Gulf, *Ocean Engineering*, 146: 70-86. DOI: 10.1016/j.oceaneng.2017.09.051

WWF/Adena (2000). Las praderas de *Posidonia*: importancia y conservación (Propuesta de WWF/Adena), Madrid: WWF/Adena. 32 pp.