

TÍTULO DEL PROYECTO:

Producción primaria en praderas de *Posidonia oceanica* en zonas contaminadas según la Directiva Marco del Agua

Equipo de Trabajo:

Yolanda Fernández Torquemada, Yoana del Pilar Ruso, José Antonio de la Ossa Carretero, José Miguel González Correa, Elena Martínez García, Candela Marco Méndez y José Luis Sánchez Lizaso

MEMÒRIA DEL PROJECTE / MEMORIA DEL PROYECTO

Resumen

Las praderas de *Posidonia oceanica* de la Bahía de Alicante situadas próximas al puerto se encuentran en mal estado de conservación, presentan bajas coberturas y densidades, así como elevados porcentajes de mata muerta y haces plagiotropos. Las praderas situadas próximas a la reserva marina de Tabarca, por el contrario, se encuentran muy bien conservadas, con elevadas densidades y coberturas, así como con haces de mayor tamaño y con menor carga de epifitos. Al aplicar la metodología de la Directiva Marco del Agua que se emplea en la Comunidad Valenciana, se confirma la diferencia de estado de conservación de dichas praderas. Esta clasificación se emplea para poder estimar si existen diferencias en la producción primaria de praderas bien conservadas (control) frente a praderas degradadas (impacto).

La producción primaria de las praderas de estudio se estimó mediante cámaras de incubación "in situ". Las incubaciones se realizaron en dos periodos del año distinto, verano e invierno, ya que *Posidonia oceanica* posee un marcado ciclo estacional y se quería comprobar si existía alguna interacción con el mismo. Además de realizarse incubaciones sobre *Posidonia* también se realizaron sobre mata muerta, ya que aparece en todas las praderas estudiadas, pero en un porcentaje de cobertura muy distinto. Precisamente, ya que las praderas estudiadas tienen una composición diferente (predomina la cobertura de *Posidonia* viva en las praderas control, mientras que en las impactadas lo hace la mata muerta), se ponderaron los resultados de las cámaras de incubación respecto al porcentaje de recubrimiento del tipo de fondo (*Posidonia* o mata muerta) en cada una de las praderas.

Según los resultados obtenidos en el presente proyecto, la mata muerta de las distintas praderas no presentó una tendencia clara según el estado de conservación de las praderas. Si se detectó, que en algunas de ellas (Tabarca y Puerto) produjo una PPB más elevada, probablemente debido a la presencia de algunas algas sobre este tipo de sustrato. Los análisis de las cámaras de incubación que contenían *Posidonia* tampoco detectaron diferencias entre localidades control e impactadas, pero sí un incremento de la producción de las praderas durante el periodo estival. Estos resultados pueden ser debidos a la elevada variabilidad de los datos obtenidos, pero también a otros factores propios de las praderas, como el efecto "autosombra" de los haces o el distinto comportamiento de los haces plagiotropos respecto a los ortótropos.

Al ponderar los resultados por el tipo de cobertura de las praderas sí se detectan diferencias entre las localidades control y las impactadas. Las localidades degradadas tienen una producción primaria neta aproximadamente de entre 3 y 14 veces menor que la que se da en las praderas bien conservadas. En cualquier caso, todas las praderas estudiadas presenta una PPN positiva, al menos durante la realización de los experimentos.

1. Introducción

Posidonia oceanica es una angiosperma marina endémica del mar Mediterráneo, donde forma extensas praderas que pueden aparecer desde prácticamente la superficie hasta unos 40 m de profundidad, dependiendo de la calidad y transparencia del agua (Den Hartog 1970; Boudouresque y Meinesz, 1982). Estas praderas son de gran interés ecológico y económico, siendo consideradas una comunidad climácica de los fondos infralitorales. Pero a pesar de su destacada importancia, son ecosistemas frágiles y aunque se vean afectadas por perturbaciones de origen natural (desembocadura de ríos, grandes temporales, etc.) al encontrarse en una zona de gran interés e influencia humana actualmente está adquiriendo más importancia su regresión debida a causas antrópicas (Pérès y Picard, 1975; Sánchez Lizaso *et al.*, 1990; Marbà *et al.*, 1996; Ruiz, 2000). *P. oceanica* es muy sensible a los impactos producidos por la actividad humana ya que posee una tasa de crecimiento muy lenta, una reproducción sexual muy poco frecuente, así como un alto requerimiento energético, siendo por lo tanto de muy baja capacidad de recuperación (Ruiz, 2000; González-Correa *et al.*, 2005). Se ha estimado que un 5 % de su superficie se pierde anualmente por causa de múltiples actividades de origen antrópico (Short *et al.*, 2011), como las obras costeras, la pesca de arrastre ilegal, la acuicultura, el fondeo de embarcaciones, la introducción de macroalgas invasoras y diversos tipos de vertidos (Pérès y Picard 1975; de Villèle y Verlaque, 1995; Francour *et al.*, 1999; Apostolaki *et al.*, 2010, 2011; Milazzo *et al.*, 2004; González-Correa *et al.*, 2008).

De entre las actividades antrópicas causantes de degradación de la calidad del medio marino, y de las praderas de *Posidonia oceanica*, cabría destacar las obras costeras (estructuras de defensa, regeneración de playas, puertos...). Se ha detectado que las obras necesarias para la construcción o ampliación de un puerto pueden producir originalmente un enterramiento y destrucción de las comunidades y substratos existentes, así como alteraciones en la dinámica litoral de la zona, influyendo a su vez en el transporte de sedimento. Además de esta destrucción directa, el funcionamiento de un puerto también puede perjudicar a las comunidades litorales, al provocar un incremento de la turbidez debido al continuo dragado que es necesario para el mantenimiento de su calado, lo que ocasiona una reducción de la iluminación disponible, un incremento en la sedimentación y enfangamiento de las zonas adyacentes, una eutrofización por el aporte extra de nutrientes y una acumulación de metales pesados en el sedimento y en los organismos bioacumuladores. Además la presencia y tráfico de embarcaciones de recreo, de pesca o comerciales, lleva asociado el vertido de aguas residuales, restos de combustibles, detergentes, pinturas, etc., así como un importante incremento del fondeo sobre las zonas adyacentes. También se ha comprobado la acumulación de mercurio, DDT, PCBs y pireno en concentraciones muy superiores a las aceptables, tanto en el agua, como en los sedimentos y en la biota de los puertos, así como algunos metales pesados (Cd, Cu, Pb, Ni, Ag y Zn) en concentraciones peligrosas para la vida de la zona (Clark, 1996).

La Directiva Marco del Agua (DMA) identifica a las fanerógamas marinas como uno de los "elementos biológicos", o bioindicadores, requeridos para la clasificación del estado de las aguas costeras. Los indicadores biológicos o ecológicos, son

comunidades, organismos o características de los mismos, que se pueden usar como descriptores del estado del medio, para determinar cambios en el mismo e incluso para diagnosticar la causa de ese cambio (Dale y Beyeler, 2001). Otra gran ventaja de emplear estos bioindicadores es que reflejan el conjunto de la calidad ecológica del medio y que integran los efectos de distintos tipos de impacto. Como ha quedado expuesto con anterioridad, *Posidonia oceanica* es una especie de gran importancia en nuestras costas, pero muy vulnerable a todo tipo de impactos, por lo que su presencia y estado pueden considerarse como unos indicadores idóneos de la calidad en la que se encuentran las aguas que habita. Entre las características que hacen de *P. oceanica* un valioso bioindicador cabe destacar:

- Se trata de una especie ampliamente distribuida en todo el mar Mediterráneo.
- Es una especie bentónica, por lo que no puede huir ante condiciones adversas del medio en el que habita.
- Cuenta con un elevado papel estructural, formando una comunidad de gran importancia e insustituible para muchas otras especies.
- Se encuentra en contacto directo con la masa de agua cuya calidad ecológica se pretende determinar.

Basándose en dichas características, se han establecido y calibrado distintas metodologías para emplear *Posidonia oceanica* como bioindicador dentro de la DMA (Romero *et al.*, 2007; Fernández-Torquemada *et al.*, 2008 a; Gobert *et al.*, 2009). De ellas, la de Fernández-Torquemada y colaboradores (2008 a) es la que actualmente se emplea en la Comunidad Valenciana. Dicha metodología emplea descriptores estructurales de las praderas (densidad, cobertura, descalcamiento...) y descriptores morfológicos de sus haces (superficie foliar, carga de epifitos...). Pero no incluye otras variables fisiológicas, como la fotosíntesis o la respiración, que también pueden ser indicadoras del estado de las praderas o verse modificadas en situaciones de estrés. Generalmente, cuando las fanerógamas marinas se ven sometidas a una perturbación se detecta una disminución de la fotosíntesis y un incremento de la respiración (Ralph, 1998; Fernández-Torquemada *et al.*, 2005; Apostolaki *et al.*, 2010, 2011).

La finalidad del presente proyecto es evaluar la afección de varios tipos de actividades antrópicas, que actúan sinérgicamente, sobre la producción primaria de las praderas de *Posidonia oceanica* adyacentes. Con tal fin se estudiarán las praderas de *P. oceanica* de la Bahía de Alicante; que en la zona norte se hayan sometidas a múltiples impactos, entre los que se incluye desde la influencia de la propia ciudad y de su puerto, hasta los efectos de la pesca de arrastre, el fondeo de grandes embarcaciones, el vertido de aguas residuales e industriales o la descarga de hidrocarburos; mientras que en la zona central se encuentran mucho mejor conservadas gracias a la creación de la Reserva Marina de Tabarca. Se empleará la metodología y la clasificación establecida por la Directiva Marco del Agua en la Comunidad Valenciana (Fernández-Torquemada *et al.*, 2008 a) para estimar el estado de conservación de las praderas. Posteriormente, el efecto de los impactos sobre las praderas también se analizará mediante estimas de producción primaria y respiración de las praderas de *Posidonia* realizadas "in situ", empleando cámaras de incubación bentónicas.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio y caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica*

El presente estudio se ha desarrollado en la zona norte de la Bahía de Alicante (Fig. 1), donde trabajos previos nos han permitido caracterizar y clasificar las praderas de *Posidonia oceanica* en distintos niveles de degradación (Fernández Torquemada *et al.*, 2008a, 2008b).

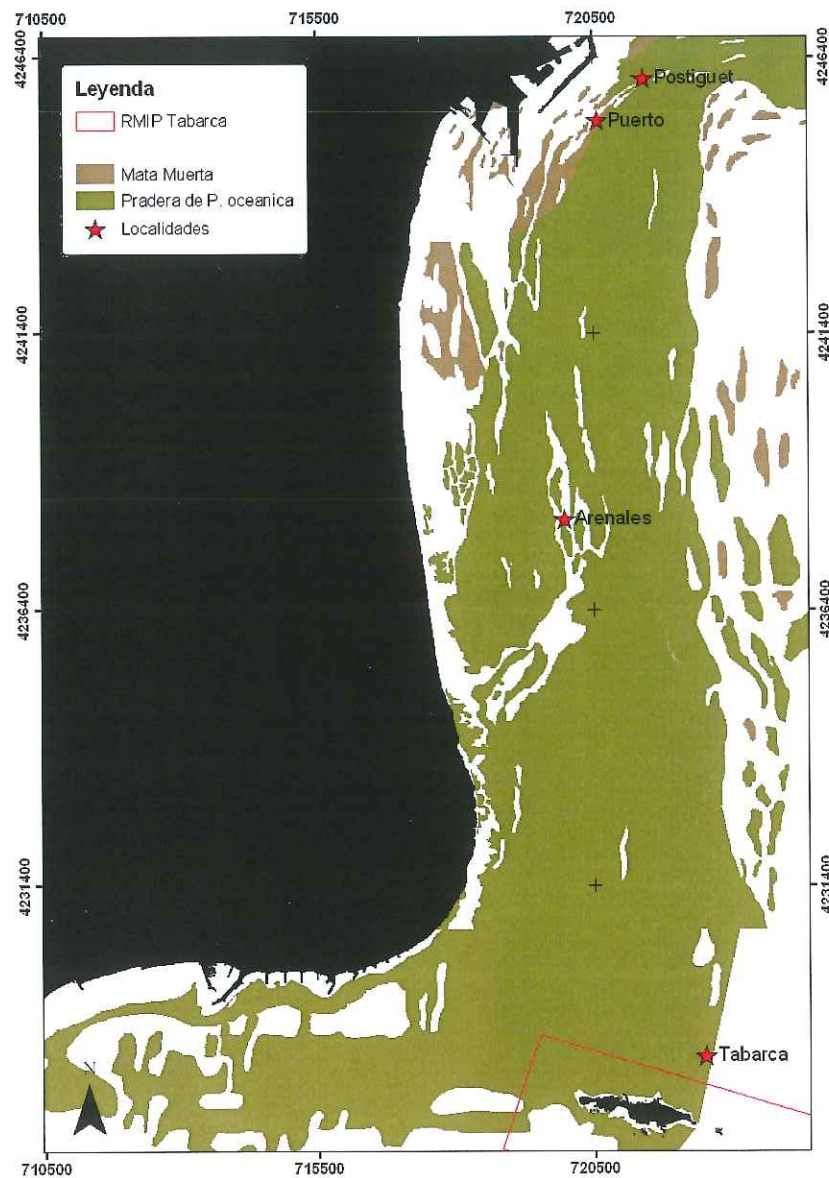


Figura 1. Situación de las localidades de estudio dentro de la Bahía de Alicante.

En dicha zona se realizaron dos campañas, coincidiendo con la época de mayor y menor desarrollo del estrato foliar de *Posidonia*. En cada una de las

campañas se muestreó en 4 localidades, dos de ellas sometidas a contaminación, por su proximidad al puerto y la ciudad de Alicante (Localidad Puerto y Localidad Postiguet), y dos de ellas en buen estado de conservación y que actuarán a modo de localidades control (Localidad Tabarca y Localidad Arenales). Las localidades de muestreo estaban situadas a una profundidad aproximada de 15-17 m.

Dentro de cada localidad se tomaron los datos necesarios para confirmar el estado de degradación de las praderas, aplicando la metodología propuesta para la Directiva Marco del Agua dentro de la Comunidad Valenciana (Fernández-Torquemada *et al.*, 2008a). Se obtuvieron datos sobre la estructura de las praderas: datos de densidad, proporción de cada tipo de rizomas (plagiotropos/ortótropos), cobertura total y de mata muerta y el grado de enterramiento o descalzamiento de los rizomas. También se recogieron haces de *Posidonia* para su posterior procesado en el laboratorio. Así mismo, se colocaron fotómetros, para medir la irradianza, y se tomaron muestras de sedimento para poder caracterizar los factores ambientales con mayor importancia para esta comunidad.

2.2. Estima de la producción primaria de las praderas

Para estimar la producción de oxígeno de las praderas sometidas a impacto, frente a las control, se emplearon cámaras de incubación *in situ* (Barrón *et al.*, 2006; Apostolaki *et al.*, 2010, 2011; Olivé *et al.*, 2016), estimándose la tasa de respiración y fotosíntesis de toda la comunidad (incluyendo la mata muerta de *Posidonia*).



Figura 2. Cámara de incubación situada sobre *Posidonia oceanica*.

Las cámaras (Fig. 2) consisten en un cilindro rígido de PVC (diámetro interno: 25 cm), afilado por uno de sus extremos para poder clavarlo en el sedimento (aproximadamente 5-10 cm). En el otro extremo se colocó una bolsa de plástico flexible transparente o totalmente oscura y sellada mediante una banda elástica, de tal modo que durante la incubación no se produzca intercambio de agua con el medio exterior, pero sí se mezcle y homogenice el agua contenida en la cámara (Fig. 2). Dado que el volumen de la bolsa de plástico puede variar entre las distintas cámaras, se estimó el volumen de incubación de cada una de ellas empleando un pigmento azoico (tartracina, E-102) soluble en agua y estable en el tiempo, cuya concentración puede estimarse mediante un espectrofotómetro. Al finalizar cada uno de los experimentos, y después de recolectar la muestra de agua para estimar el OD, se inyectaba en cada cámara una concentración conocida de dicho pigmento. Previamente, en el laboratorio se realizó una regresión de distintas concentraciones (obtenidas a partir de volúmenes conocidos) de este pigmento diluidas en agua de mar y de la medida de su absorbancia a 425 nm. La recta de regresión así obtenida se empleará para calcular el volumen de cada cámara de incubación durante los experimentos.

El presente trabajo se realizó en dos épocas (invierno y verano), y en cada una de ellas se trabajó en las cuatro praderas de estudio, donde se emplearon un total de 12 cámaras de incubación. Tres cámaras con bolsas transparentes, y otras tres con bolsas opacas, se colocaron sobre manchas de *Posidonia* representativas de cada pradera. A su vez, se emplearon otras tres cámaras con bolsas transparentes y otras tres con bolsas opacas sobre manchas de mata muerta de *Posidonia* (n=3). Las cámaras con bolsas oscuras nos darán una estima de la respiración (R) del medio incubado, mientras que en las cámaras con bolsas transparentes se estimará la producción primaria neta de oxígeno (PPN). La producción primaria bruta (PPB) se obtendrá al restar la respiración a la producción neta ($PPB = PPN - R$). Dado la magnitud del experimento (por el número de cámaras de incubación, tiempo y buceadores necesarios) fue inviable muestrear en todas las localidades el mismo día, por lo que se muestreó en días consecutivos intentando que las condiciones ambientales no variasen (temperatura, irradianza, turbidez del agua, etc.). Se intentó que todas las incubaciones se realizasen en condiciones de irradianza similares (horas de máxima irradianza solar, de 10 h UTC a 13 h UTC, y día totalmente despejado y sin ningún tipo de nubosidad) durante cada época de estudio.

La R y la PPN se calcularon a partir de la diferencia de la concentración de oxígeno disuelto (OD) dentro de cada una de las cámaras. Para ello se tomaron muestras de agua antes, e inmediatamente después del experimento dentro de todas las cámaras, empleando una jeringa de 100 ml. Previamente a la extracción de la muestra se agitó el contenido de las cámaras para homogeneizarlo. Inmediatamente las muestras de agua se llevaron al laboratorio donde se midió la concentración de oxígeno disuelto mediante un oxímetro (OXI 45+ de Crison). Los valores de diferencia de OD se expresaron relativos al volumen de la cámara (calculado con la tartracina), al

tiempo de incubación (aproximadamente 3 h) y a la superficie (0.05 m²) y tipo de fondo (*Posidonia* o mata muerta).

Finalmente, para calcular la producción total en cada una de las praderas estudiadas se ponderaron los valores obtenidos según el tipo de fondo (*Posidonia* o mata muerta) y por el porcentaje de recubrimiento de este tipo de fondo (cobertura) en cada una de las localidades.

2.3. Análisis de datos

Del trabajo realizado se han obtenido matrices de datos con diferentes variables ambientales (irradiación, granulometría, materia orgánica, etc.) y biológicas (densidad, cobertura, morfología de los haces, producción de la pradera), aplicándose técnicas estadísticas tanto univariantes y multivariantes para el análisis de los datos.

Para el análisis individual de cada uno de los parámetros obtenidos en las distintas localidades se utilizó el análisis de la varianza, comprobándose con anterioridad la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Cochran. Cuando se encontraron diferencias significativas los datos se transformaron (Underwood, 1997). Para estos análisis se empleó un ANOVA de dos factores, el estado de las praderas (Impacto-Control: IC) como factor principal y fijo, con el factor localidad aleatorio y anidado en el anterior, por lo que el modelo lineal empleado sería:

$$X_{ijn} = \mu + IC_i + L(IC)_{j(i)} + Residual_{n(ij)}$$

En el caso de las incubaciones se añadió un tercer factor, la estacionalidad o periodo de experimentación (P), ortogonal al factor IC:

$$X_{ikjn} = \mu + IC_i + P_j + L(IC)_{k(i)} + IC*P_{ij} + P_j* L(IC)_{k(i)} + Residual_{n(ijk)}$$

Donde X_{ikjn} es cada variable dependiente, μ es la media total, IC_i es el factor estado de la pradera, $L(IC)_{k(i)}$ es el efecto de la k-ésima localidad en cada tratamiento del factor estado de la pradera, y estima la variabilidad en una escala espacial en el orden de kilómetros. P_j es el factor periodo de experimentación, e $IC*P_{ij}$ y $P_j* L(IC)_{k(i)}$ son sus interacciones con el factor estado de la pradera y localidad, respectivamente. $Residual_{n(ijk)}$ es el término que recoge la variabilidad entre las muestras. Si el factor Localidad mostraba un $p > 0.25$ se realizó el *pooling* de los datos. Todos los cálculos fueron realizados con el programa estadístico GMAV.5 (Universidad de Sydney; Underwood, 1997), empleando un nivel de significación mínimo de $p < 0.05$.

Los análisis multivariantes se emplearon con los datos estructurales de las praderas y con la morfología de los haces obtenidos, siguiendo la metodología empleada en la Directiva Marco del Agua en la Comunidad Valenciana (Fernández-Torquemada *et al.*, 2008 a). A partir de estos resultados, junto a los obtenidos de los parámetros ambientales, se estimará el estado de las cuatro praderas de *P. oceanica* estudiadas.

3. Resultados y discusión

3.1. Caracterización de las localidades de estudio

- Parámetros ambientales del área de estudio

Las características de los sedimentos en las localidades estudiadas muestran un claro patrón (Fig. 3). El contenido en materia orgánica (Fig. 3 a) fue significativamente superior ($p= 0.048$) en las localidades consideradas como impactadas, con un 5.3-6.4 %, frente a las localidades control (1.5-2.7 %). Además, en las localidades impactadas predomina la fracción sedimentaria más fina (Fig. 3 b), con un porcentaje de fangos del 58-76 %. En las localidades control predominan las arenas finas, con un porcentaje del 33-45 %.

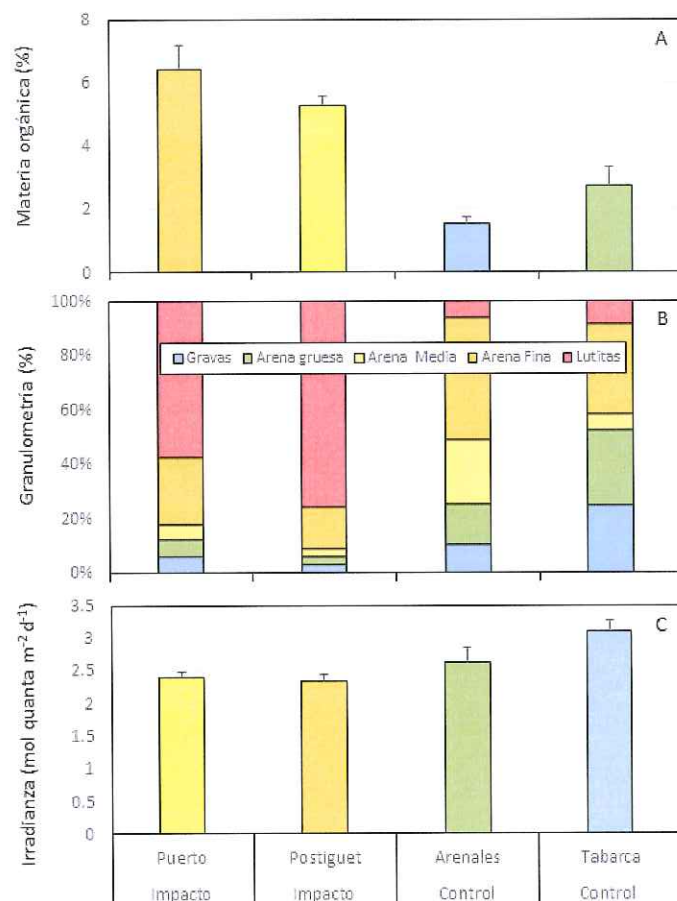


Figura 3. Características ambientales de las localidades de estudio: A) Porcentaje de materia orgánica del sedimento, B) Porcentaje de las distintas fracciones granulométricas del sedimento y C) Irradianza acumulada (mol quanta m⁻² d⁻¹). Las barras representan el error típico.

Los datos de irradiancia son superiores en las localidades control (Fig. 3 c), destacando la localidad de Tabarca, con $3.3 \text{ mol quanta m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ detectados en el periodo de estudio. Los valores de irradiancia de las localidades impactadas estuvieron comprendidos entre 0.5 y $2.3 \text{ mol quanta m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

- Caracterización de las praderas de *Posidonia oceanica*

En cuando a los datos sobre la estructura de las praderas de *P. oceanica* muestreadas (Figs. 4 y 5), se puede observar como la densidad de haces (Fig. 4 a) es significativamente ($p = 0.0001$) mayor en la localidad control de Tabarca (496 haces m^{-2}), seguida de la localidad control de Arenales (291 haces m^{-2}), frente a las dos localidades impactadas ($131-160 \text{ haces m}^{-2}$).

Por el contrario, el porcentaje de haces plagiotropos (Fig. 4 b) fue significativamente ($p = 0.0398$) mayor en las localidades impactadas, con entre un 16 y un 25 % de haces plagiotropos, frente a las localidades control, en las que el porcentaje de este tipo de haces era inferior al 2 %.

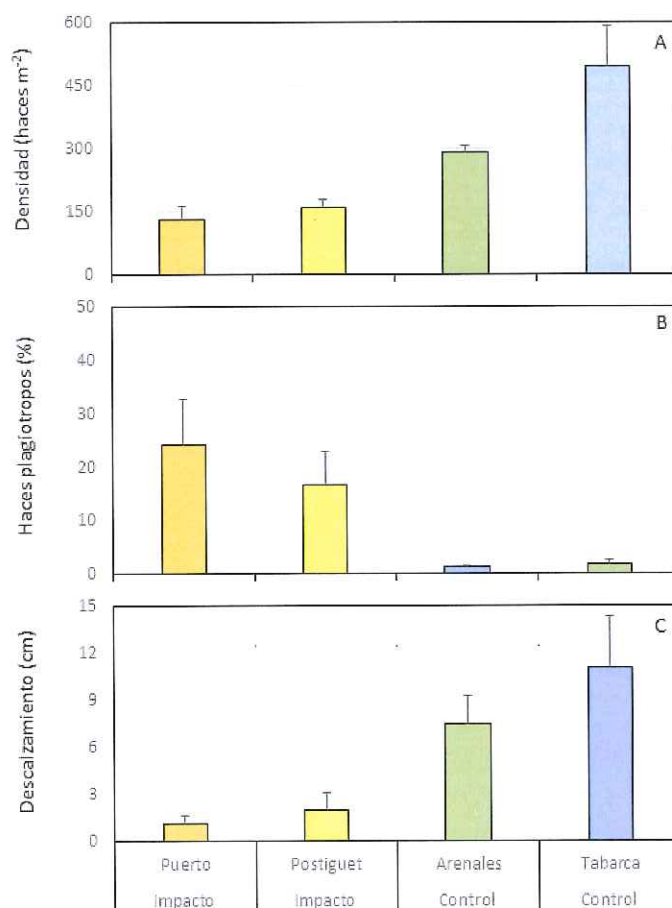


Figura 4. Datos estructurales de las praderas estudiadas: A) Densidad (haces m⁻²), B) Porcentaje de haces plagiotropos y C) Descalzamiento de los haces (cm). Las barras representan el error típico.

Las praderas control también presentan un descalzamiento (Fig. 4 c) significativamente mayor ($p = 0.0008$), con valores comprendidos entre 7.4 y 11 cm, respecto a las praderas impactadas donde podrían apreciarse síntomas de enterramiento, ya que el descalzamiento es de únicamente 1.1-1.9 cm.

La cobertura de las praderas estudiadas (Fig. 5 a) también mostró diferencias significativas entre las localidades ($p = 0.0001$). Las coberturas mayores se dieron en la localidad de Tabarca (95 %), seguida de Arenales (81 %), y las más reducidas se detectaron en las localidades impactadas (16-43 %). El porcentaje de fondo cubierto por mata muerta muestra la tendencia contraria (Fig. 5 b). Fue significativamente ($p = 0.0398$) mayor en las localidades impactadas (57-84 %) frente a las control (4-7 %).

La combinación de ambos descriptores en el índice de conservación (Fig. 5 c), también mostró diferencias significativas entre las localidades ($p = 0.0412$). Las praderas control poseían un IC de 0.92-0.96, mientras que en las impactadas estaba comprendido entre un 0.16 y un 0.43.

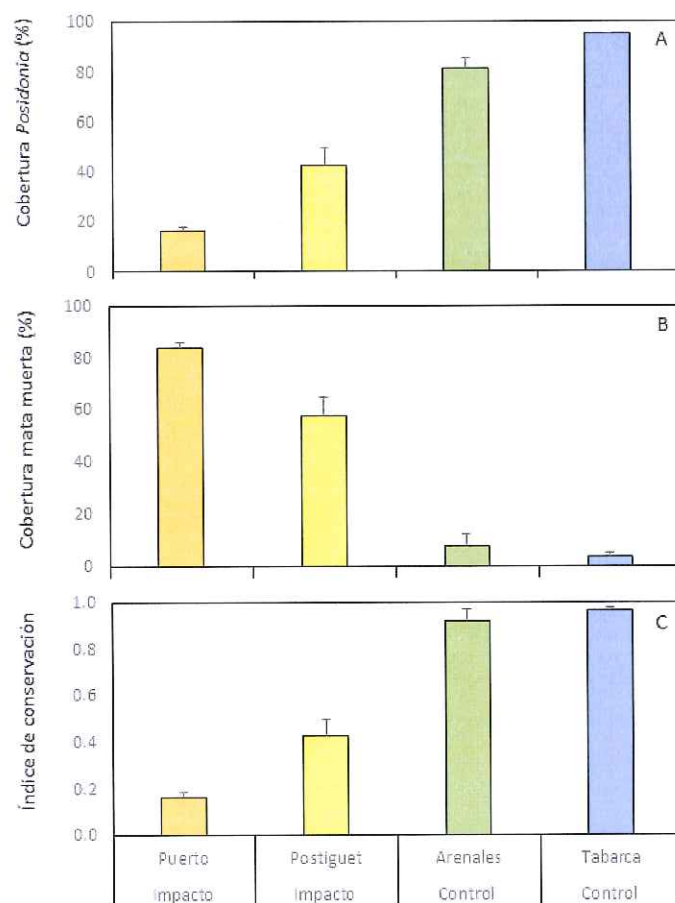


Figura 5. Datos estructurales de las praderas estudiadas: A) Cobertura de *Posidonia* (%), B) Cobertura de mata muerta (%) e C) Índice de conservación de las praderas. Las barras representan el error típico.

En cuanto a la morfología de los haces de *Posidonia* de las praderas muestreadas (Fig. 6), también se pueden apreciar diferencias en función del estado de la pradera estudiada. Así, se detectaron diferencias significativas ($p = 0.0002$) en la superficie foliar de los haces de *Posidonia* (Fig. 6 a), siendo de mayor tamaño los pertenecientes a las praderas control ($107-128 \text{ cm}^2 \text{ haz}^{-1}$) frente a los procedentes de localidades impactadas ($72-80 \text{ cm}^2 \text{ haz}^{-1}$).

El porcentaje de herbivorismo foliar (Fig. 6 b) no mostró diferencias significativas entre las localidades control e impactadas, probablemente debido a la elevada variabilidad de este descriptor. Sin embargo, al analizar la biomasa de epífitos foliares (Fig. 6 c) si se detectaron diferencias significativas entre los haces procedentes de praderas control ($0.28-0.29 \text{ mg PS cm}^{-2} \text{ hoja}$) y los de praderas impactadas ($0.63-0.95 \text{ mg PS cm}^{-2} \text{ hoja}$).

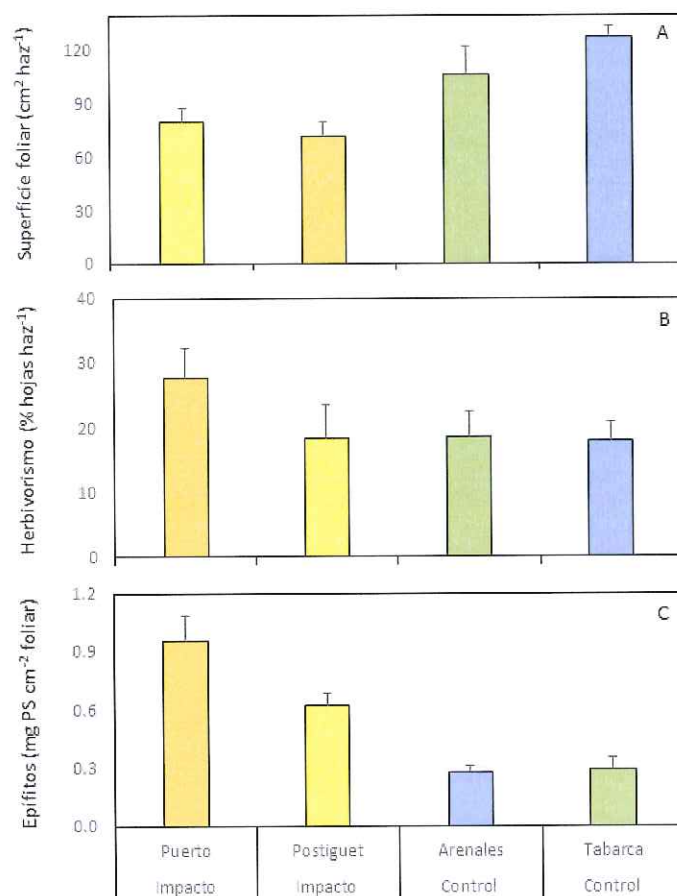


Figura 6. Datos representativos de las características morfológicas de los haces: A) Superficie foliar ($\text{cm}^2 \text{ haz}^{-1}$), B) Presión de herbivorismo (% de hojas haz^{-1}) y C) Biomasa de epífitos ($\text{mg PS cm}^{-2} \text{ foliar}$). Las barras representan el error típico.

Al aplicar la metodología y la clasificación de la Directiva Marco del Agua que se emplea en la Comunidad Valenciana (Fernández-Torquemada et al., 2008 a) para caracterizar dichas praderas, se puede observar que las dos localidades control poseen una calidad ecológica muy buena, mientras que las impactadas, tal y como era de esperar, poseen una calidad ecológica más pobre; moderada en el caso de la localidad del Postiguet y deficiente en el caso de la localidad del Puerto (Tabla 1).

Tabla 1. Valoración de la calidad ecológica de las praderas estudiadas en función del componente I del ACP.

Localidad	EQR	Calidad
Puerto	0.2006	Deficiente
Postiguet	0.5108	Moderada
Arenales	0.7979	Muy buena
Tabarca	0.9198	Muy buena

Si unimos esta valoración a los resultados de los parámetros ambientales, se puede afirmar que las praderas del Puerto y Postiguet se encuentran degradadas, probablemente debido al acumulo de impactos que ha habido o siguen produciéndose en esa zona. Mientras que, tal y como era de esperar, las praderas de los Arenales y Tabarca presentan un estado de conservación óptimo, en parte debido a la falta de dichos impactos y gracias a la creación de la Reserva Marina de Tabarca (González-Correa *et al.*, 2015).

3.2. Producción primaria de las praderas de *Posidonia oceanica*

Al analizar los resultados obtenidos de las cámaras de incubación situadas sobre mata muerta de *Posidonia* no se han detectado diferencias significativas entre las localidades control e impacto, ni para la respiración, ni para la producción primaria neta ni para la producción primaria bruta (Tabla 2, Fig. 7).

Sí se detectan diferencias significativas para la interacción entre el periodo de estudio y la localidad para la PPN, ya que en algunas localidades se ha incrementado la PPN de su mata muerta en verano (Puerto y Tabarca), mientras que en otras se ha reducido (Postiguet y Arenales) (figura 7 b). También se detectan diferencias significativas para esta interacción en la PPB de la mata muerta, porque en algunas localidades no varía con la estacionalidad (Postiguet y Arenales), mientras que en las praderas del Puerto y Tabarca es mucho mayor en verano que en invierno (figura 7 c).

En cualquier caso, los valores obtenidos son muy bajos, como era de esperar para este tipo de sustrato. De hecho, la PPN es negativa o próxima a cero en invierno, y sólo se detectan valores positivos en verano para las localidades del Puerto y Tabarca, probablemente debido al mayor desarrollo de las algas (*Flabellia petiolata*, *Dictyota fasciola*, *Caulerpa*, *Jania rubens*, etc.) sobre la mata muerta.

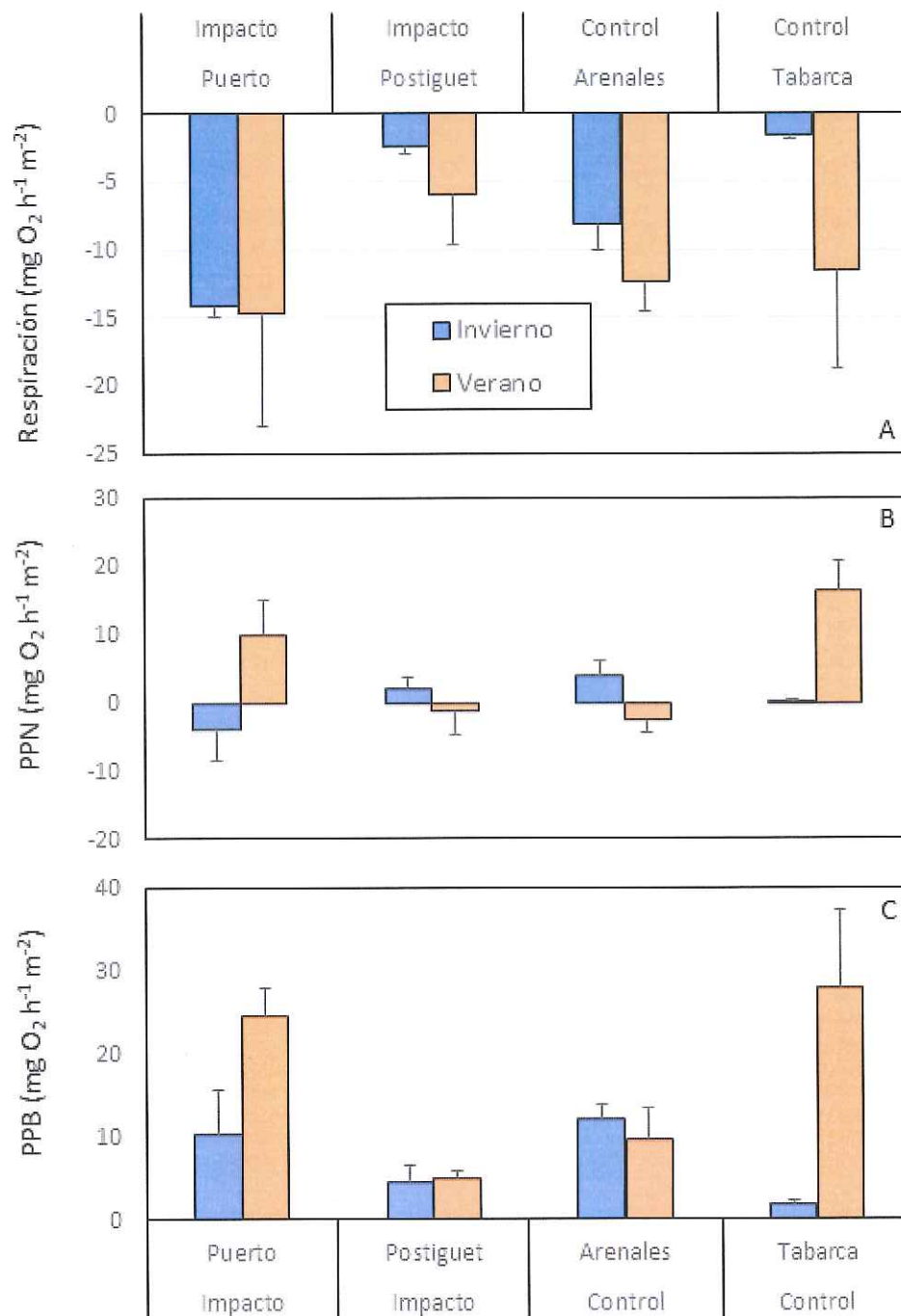


Figura 7. Representación de los valores medios de respiración (a), producción primaria neta (b) y producción primaria bruta (c) de un metro cuadrado de fondo cubierto por mata muerta de *P. oceanica* en las distintas localidades y en los dos periodos de estudio (las barras representan el error típico).

Tabla 2. Resumen de los ANOVAs realizados a las estimas de respiración (R), producción primaria neta (PPN) y producción primaria bruta (PPB) de un metro cuadrado cubierto por mata muerta de *Posidonia* en las distintas localidades de estudio.

Parámetro	Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p	F versus
R Mata muerta	Periodo	1	123.5342	8.10	ns	Periodo* Loc.
	IC	1	4.8332	0.03	ns	Localidad (IC)
	Localidad (IC)	2	176.0462	3.24	ns	Residual
	Periodo*IC	1	36.6996	2.41	ns	Periodo* Loc.
	Periodo*Localidad	2	15.2497	0.28	ns	Residual
	Residual	16	54.3576			
PPN Mata muerta	Periodo	1	152.5715	0.51	ns	Periodo* Loc.
	IC	1	44.0335	0.44	ns	Localidad (IC)
	Localidad (IC)	2	99.2849	2.95	ns	Residual
	Periodo*IC	1	0.5005	0.01	ns	Periodo* Loc.
	Periodo*Localidad	2	297.6800	8.84	**	Residual
	Residual	16	33.6889			
PPB Mata muerta	Periodo	1	10.4144	1.50	ns	Periodo* Loc.
	IC	1	0.3576	0.08	ns	Localidad (IC)
	Localidad (IC)	2	4.4000	4.04	*	Residual
	Periodo*IC	1	0.2546	0.04	ns	Periodo* Loc.
	Periodo*Localidad	2	6.9627	6.39	**	Residual
	Residual	16	1.0893			

GI = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo

Al analizar los resultados obtenidos de las cámaras de incubación situadas sobre haces de *Posidonia oceanica* vivos tampoco se han detectado diferencias significativas entre las localidades control e impacto, ni para la respiración, ni para la producción primaria neta ni para la producción primaria bruta (Tabla 3, Fig. 8).

De hecho, al estudiar la respiración de las distintas praderas (Fig. 8 a) no se observa ninguna tendencia clara, tan sólo un ligero incremento para todas las localidades en verano. Dichos resultados son consistentes con estudios realizados con otras fanerógamas marinas, en los que se sugiere que la tasa de respiración no es tan sensible ante determinadas perturbaciones como la tasa fotosintética (Biebl y McRoy, 1971; Kerr y Strother, 1985; Björk, 1999).

La PPN sí mostró diferencias significativas para el factor localidad y para su interacción con el factor periodo de estudio (Tabla 3), ya que aunque se produce un incremento de este descriptor en verano para todas las localidades, dicho incremento es mayor en la localidad del Puerto (Fig. 8 b). A priori, estos resultados pueden parecer contrarios a la hipótesis de partida, según la cual praderas más degradadas presentarían una producción menor que aquellas bien conservadas. Sin embargo, podrían explicarse por el efecto "autosombra" que se da en praderas con elevadas densidades como la de Tabarca y Arenales (Olesen *et al.*, 2002). Además en la localidad del Puerto predominan los haces plagiotropos (Fig. 4 b), que suelen presentar un mayor metabolismo que los haces ortótropos.

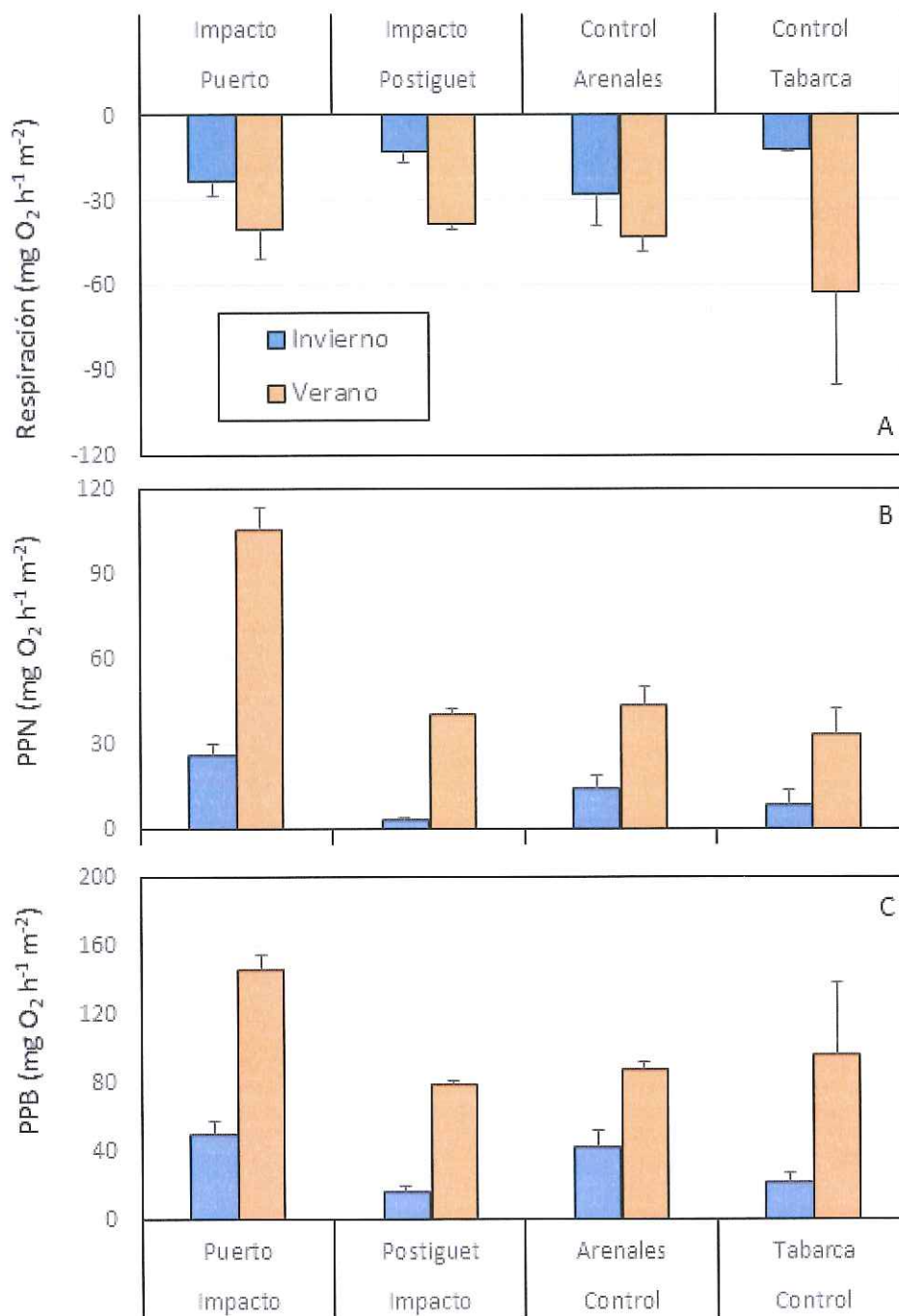


Figura 8. Representación de los valores medios de respiración (a), producción primaria neta (b) y producción primaria bruta (c) de un metro cuadrado de fondo cubierto por *Posidonia oceanica* en las distintas localidades y en los dos periodos de estudio (las barras representan el error típico).

La PPB también mostró diferencias significativas para el factor localidad y, en esta ocasión, para el periodo de experimentación (Tabla 3). Tal y como se puede observar en la figura 8 c, la producción primaria bruta fue mayor en verano que en invierno para todas las localidades. Destacando de nuevo la localidad del Puerto, con una PPB superior al resto.

Tabla 3. Resumen de los ANOVAs realizados a las estimas de respiración (R), producción primaria neta (PPN) y producción primaria bruta (PPB) de un metro cuadrado ocupado únicamente por *Posidonia oceanica* en las distintas localidades de estudio.

Parámetro	Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p	F versus
R Posidonia	Periodo	1	4376.846	8.90	ns	Periodo* Loc.
	IC	1	365.938	5.44	ns	Localidad (IC)
	Localidad (IC)	2	67.294	0.13	ns	Residual
	Periodo*IC	1	194.797	0.40	ns	Periodo* Loc.
	Periodo*Localidad	2	491.926	0.94	ns	Residual
	Residual	16	521.751			
PPN Posidonia	Periodo	1	11052.635	16.52	ns	Periodo* Loc.
	IC	1	2161.803	0.71	ns	Localidad (IC)
	Localidad (IC)	2	3034.199	32.44	***	Residual
	Periodo*IC	1	1432.941	2.14	ns	Periodo* Loc.
	Periodo*Localidad	2	668.889	7.15	**	Residual
	Residual	16	93.542			
PPB Posidonia	Periodo	1	9.309	35.66	*	Periodo* Loc.
	IC	1	0.088	0.06	ns	Localidad (IC)
Transf. Ln(x)	Localidad (IC)	2	1.443	8.82	**	Residual
	Periodo*IC	1	0.116	0.45	ns	Periodo* Loc.
	Periodo*Localidad	2	0.261	1.60	ns	Residual
	Residual	16	0.164			

GI = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo

Por último, al ponderar las estimas obtenidas con el recubrimiento real de las praderas estudiadas, tanto por mata muerta como por pradera viva (Tabla 4, Fig. 5), sí se detectan diferencias significativas según el estado de conservación de las praderas para la PPN y la PPB.

Sigue sin detectarse un efecto significativo sobre la respiración de las praderas (Fig. 5 a), pero si se puede observar una clara tendencia a que esta sea mayor en praderas mejor conservadas, debido precisamente a que hay más densidad de haces de *Posidonia*, así como de otras especies asociadas, que en su totalidad consumen mucho más oxígeno (en comparación con las praderas degradadas menos densas y más pobres).

La PPN de la totalidad de la pradera, es significativamente mayor en las localidades control y durante verano, pero también varía ante la interacción de ambos factores (Tabla 4, Fig. 5 b). Esto es debido a que el incremento de esta variable en verano es significativamente mayor en las praderas impactadas, mientras que en las control no es así por la elevada variabilidad que presentan.

El análisis de la producción primaria bruta también mostró diferencias significativas según el periodo de estudio y el estado de la pradera, pero no para la interacción de ambos factores (Tabla 4). Como era de esperar, la PPB siempre fue superior en verano (Fig. 9 c). Este patrón es consistente con el detectado en otros estudios realizados en condiciones similares (Barrón *et al.*, 2006; Champenois y Borges, 2012).

Las localidades impactadas mostraron una PPB significativamente menor que las control, debido a las elevadas densidades y coberturas de *P. oceanica* detectadas en estas praderas. Apostolaki y colaboradores (2010, 2011) también detectaron una disminución significativa en la producción primaria de praderas afectadas por jaulas de acuicultura.

Tabla 4. Resumen de los ANOVAs realizados a las estimas de respiración (R), producción primaria neta (PPN) y producción primaria bruta (PPB) de un metro cuadrado de fondo dentro de las distintas localidades de estudio.

Parámetro	Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p	F versus
R Total	Periodo	1	25821.777	4.41	ns	Periodo* Loc.
	IC	1	55320.464	8.89	ns	Localidad (IC)
	Localidad (IC)	2	6221.074	3.38	ns	Residual
	Periodo*IC	1	19511.313	3.33	ns	Periodo* Loc.
	Periodo*Localidad	2	5854.186	3.18	ns	Residual
	Residual	16	1842.288			
PPN Total	Periodo	1	13909.248	279.09	**	Periodo* Loc.
	IC	1	17249.443	143.22	**	Localidad (IC)
	Localidad (IC)	2	120.444	0.15	ns	Residual
	Periodo*IC	1	1996.636	40.06	*	Periodo* Loc.
	Periodo*Localidad	2	49.838	0.06	ns	Residual
	Residual	16	796.765			
PPB Total	Periodo	1	8.3393	64.26	*	Periodo* Loc.
	IC	1	16.0077	402.94	**	Localidad (IC)
Transf. Ln(x)	Localidad (IC)	2	0.0397	0.25	ns	Residual
	Periodo*IC	1	0.0411	0.32	ns	Periodo* Loc.
	Periodo*Localidad	2	0.1298	0.80	ns	Residual
	Residual	16	0.1617			

GI = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo

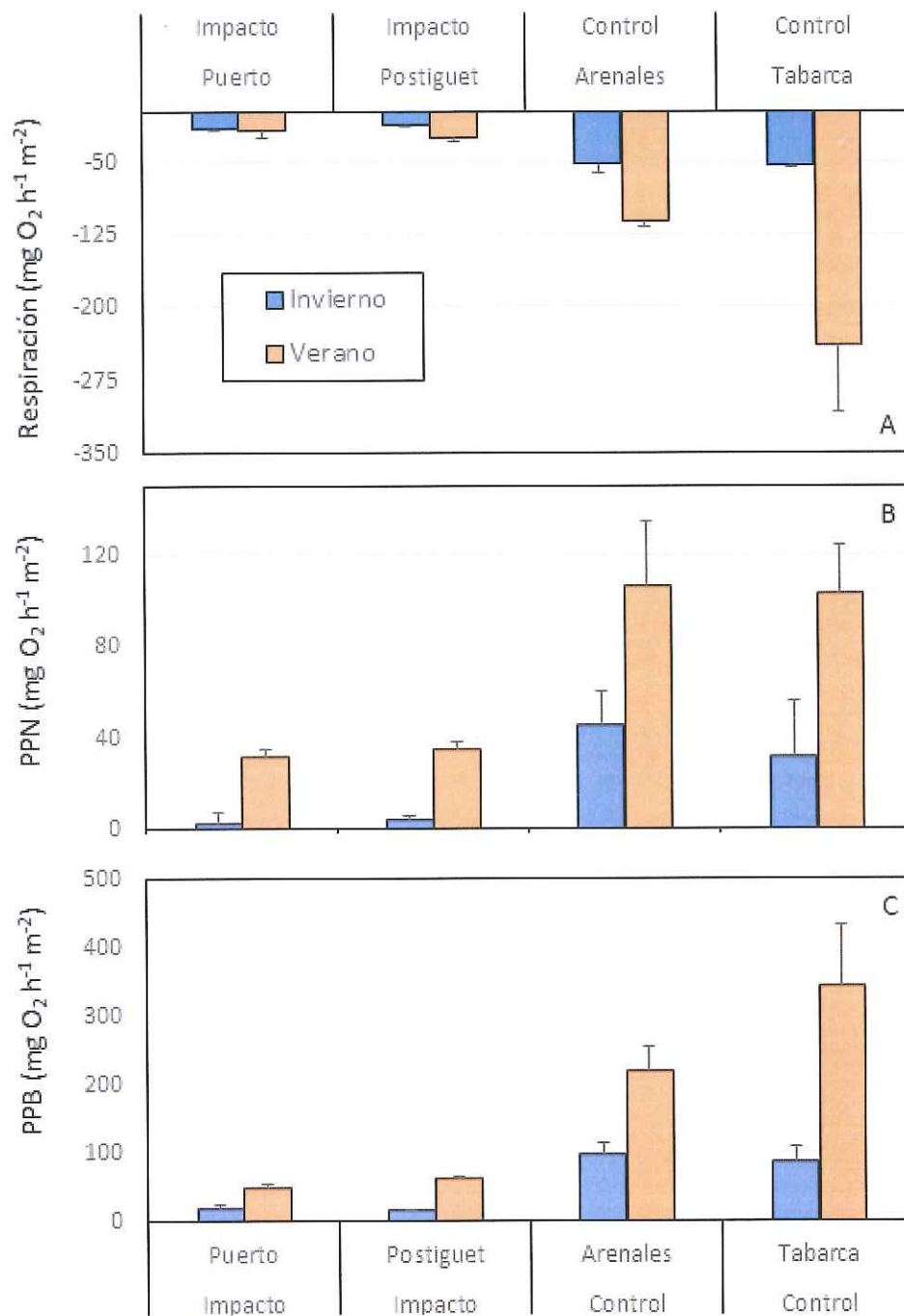


Figura 9. Representación de los valores medios de respiración (a), producción primaria neta (b) y producción primaria bruta (c) de un metro cuadrado de fondo típico de las distintas localidades y en los dos periodos de estudio (las barras representan el error típico).

4. Conclusiones

En el presente estudio se ha confirmado la degradación de las praderas de *Posidonia oceanica* más próximas a la ciudad de Alicante, al aplicarles la metodología empleada en la Directiva Marco del Agua. Del mismo modo, se ha observado el buen estado de conservación que presentan las praderas más próximas a la Reserva Marina de Interés Pesquero de Tabarca.

Según los resultados obtenidos en el presente proyecto, la mata muerta de las distintas praderas no presentó una tendencia clara según el estado de conservación de las praderas. Si se detectó, que en algunas de ellas (Tabarca y Puerto) produjo una PPB más elevada, probablemente debido a la presencia de algunas algas sobre este tipo de sustrato. Los análisis de las cámaras de incubación que contenían *Posidonia* tampoco detectaron diferencias entre localidades control e impactadas, pero sí un incremento de la producción de las praderas durante el periodo estival. Estos resultados pueden ser debidos a la elevada variabilidad de los datos obtenidos, pero también a otros factores propios de las praderas, como el efecto "autosombra" de los haces o el distinto comportamiento de los haces plagiotropos respecto a los ortótropos.

Al ponderar los resultados por el tipo de cobertura de dichas praderas, se ha observado que, independientemente de su estado de conservación, todas presentan valores positivos de producción primaria neta, por lo que se consideran autotróficas (Barrón *et al.*, 2006). Es cierto, que el presente estudio sólo se ha realizado de forma puntual, en dos épocas del año y en dos días, y faltaría recoger esta misma información de las praderas cuando se viesen sometidas a condiciones menos óptimas (temporales, turbidez, proliferaciones fitoplanctónicas, etc.). En cualquier caso, se ha estimado que las localidades degradadas tienen una producción primaria neta aproximadamente de entre 3 y 14 veces menor que la que se da en las praderas bien conservadas.

Bibliografía

- Apostolaki, E.T., Holmer, M., Marbà, N., Karakassis, I. 2010. Metabolic imbalance in coastal vegetated (*Posidonia oceanica*) and unvegetated benthic ecosystems. *Ecosystems* 13, 459-471.
- Apostolaki, E.T., Holmer, M., Marbà, N., Karakassis, I. 2011. Reduced carbon sequestration in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) ecosystem impacted by fish farming. *Aquaculture Environment Interactions* 2, 49-59.
- Barron, C., Duarte, C.M., Frankignoulle, M., Borges, A.V. 2006. Organic carbon metabolism and carbonate dynamics in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuaries and Coasts* 29, 417-426.
- Boudouresque, C.F., Meinesz, A. 1982. Decouverte de l'hervier de Posidonie. *Cahier Parc National Port-Cros* 4, 1-79.
- Champenois, W., Borges, A.V. 2012. Seasonal and interannual variations of community metabolism rates of a *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *Limnol. Oceanogr.* 57(1), 347-361.
- Clark, J.R., 1996. Coastal zone management handbook. Ed. CRC Press, Lewis Publishers. 694 pp.
- Dale, V.H., Beyeler, S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, 3-10.
- Den Hartog, C. 1970. The Sea-grasses of the world. Verh. kon. Ned. Akad. Wet., Afd. Natuukunde 59, 1. 275 pp.
- De Villèle, X., Verlaque, M., 1995. Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the northwestern Mediterranean. *Botanica Marina* 38, 79- 87.
- Fernández-Torquemada, Y., Durako, M.J., Sánchez-Lizaso, J.L. 2005. Effects of salinity and possible interactions with temperature and pH on growth and photosynthesis of *Halophila johnsonii* Eiseman. *Marine Biology* 148, 251-260.
- Fernández-Torquemada, Y., Díaz-Valdés, M., Colilla, F., Luna, B., Sánchez-Lizaso, J.L., Ramos- Esplá, A.A. 2008 a. 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.
- Fernández-Torquemada, Y., González-Correa, J.M Ramos-Esplá, A.A., Garrote, A., Sánchez-Lizaso, J.L. 2008 b. Regression of a *Posidonia oceanica* meadow submitted to different sources of pollution 8th International Seagrass Biology Workshop, Vancouver Island, Bamfield, Canada.
- Francour, P., Ganteaume, A., Poulain, M. 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9, 391-400.

- Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., Lejeune, P., Boissery, P. 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1727-1733.
- González-Correa, J.M., Bayle, J.T., Sánchez-Lizaso, J.L., Valle, C., Sánchez-Jerez, P., Ruiz, J.M. 2005. Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 320, 65-76.
- González-Correa, J.M., Fernández-Torquemada, Y., Sánchez-Lizaso, J.L. 2008. Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine Coastal Shelf Science* 76, 834-844.
- González-Correa, J.M.; Sánchez-Lizaso J.L.; Fernández-Torquemada, Y.; Forcada, A. 2015. Long-term population dynamics in a healthy *Posidonia oceanica* meadow. *Thalassas* 31(1), 63-72.
- Marbà, N., Duarte, C.M., Cebrian, J., Gallegos, M.E., Olesen, B., 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.
- Milazzo, M., Badalamenti, F., Ceccherelli, G., Chemello, R. 2004. Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 299, 51– 62.
- Olesen, B., Enríquez, S., Duarte, C.M., Sand-Jensen, K. 2002. Depth-acclimation of photosynthesis, morphology and demography of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* in the Spanish Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 236, 89–97.
- Olivé, I., Silva, J., Costa, M.M., Santos, R. 2016. Estimating seagrass community metabolism using benthic chambers: the effect of incubation time. *Estuaries and Coasts* 39, 138-144.
- Péres, J.M., Picard, J. 1975. Causes de la rarefaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les cotes françaises de la Méditerranée. *Aquatic Botany* 1, 133-139.
- Romero, J., Martínez-Crego, B., Alcoverro, T., 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.
- Ruiz, J., 2000. Respuesta de la fanerógama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile a perturbaciones antrópicas. Tesis doctoral. Universidad de Murcia. 212 pp.
- Sánchez Lizaso, J.L., Guillen Nieto, J.E., Ramos Esplá, A.A., 1990. The regression of *Posidonia oceanica* meadow in El Campello (Spain). *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 32, 10.
- Short, F.T., Polidoro, B., Livingstone, S.R., Carpenter, K.E., Bandeira, S., Bujang, J.S., Zieman, J.C. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation* 144, 1961-1971.
- Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge (UK): Cambridge University Press.